



Pillemark Losseplads - Sammenfatning af undersøgelser udført 2014-2017

Frederiksen, Majken; Balbarini, Nicola; Chen, Shuhan; Bjerg, Poul Løgstrup; Møller, Ingelise; Høyer, Anne-Sophie; Christiansen, Anders V.

Publication date:
2018

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Frederiksen, M., Balbarini, N., Chen, S., Bjerg, P. L., Møller, I., Høyer, A-S., & Christiansen, A. V. (2018). *Pillemark Losseplads - Sammenfatning af undersøgelser udført 2014-2017*. Danmarks Tekniske Universitet (DTU).

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet

GEUS, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

Institut for Geoscience, Aarhus Universitet

Pillemark Losseplads

Sammenfatning af undersøgelser udført 2014-2017

Majken Frederiksen, DTU Miljø

Nicola Balbarini, DTU Miljø

Shuhan Chen, DTU Miljø

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Ingelise Møller, GEUS

Anne-Sophie Høyer, GEUS

Anders V. Christiansen, AU

August 2018

Rapport

2018

Majken Frederiksen, DTU Miljø

Nicola Balbarini, DTU Miljø

Shuhan Chen, DTU Miljø

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Ingelise Møller, GEUS

Anne-Sophie Høyer, GEUS

Anders V. Christiansen, AU

Copyright: Reproduction of this publication in whole or in part must include the customary bibliographic citation, including author attribution, report title, etc.

Udgivet af: Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Forord

Pillemark Losseplads på Samsø er i perioden 2014-2017 blevet undersøgt af forskere som et led i et større forskningsprojekt, GEOCON - Advancing GEOlogical, geophysical and CONtaminant monitoring technologies for contaminated site investigation. Projektet er finansieret af InnovationFond Danmark og med bidrag fra bl.a. Region Midtjylland.

Undersøgelserne i GEOCON vedrørende Pillemark Losseplads er udført i et tæt samarbejde med Region Midtjylland og de lokale myndigheder. Den etablerede viden er eller vil blive rapporteret i videnskabelige publikationer, som i sagens natur fokuserer på de videnskabeligt nyskabende resultater. Region Midtjylland har derfor - for at sikre et samlet overblik over de indsamlede resultater anmodet DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet, Grønlands og Danmarks Geologiske Undersøgelser, GEUS og Aarhus Universitet, AU om at rapportere de indsamlede resultater for Pillemark Losseplads og området omkring.

Udarbejdelsen af nærværende rapport er finansieret af Region Midtjylland.

Indhold

1.	Introduktion.....	10
1.1	Baggrund	10
1.2	Formål.....	10
1.3	Rapportens opbygning og indhold	10
2.	Pillemark Losseplads – historik	11
2.1	Pillemark Losseplads	11
2.2	Affald og perkolat.....	13
2.3	Afværgeanlægget og drænsystemet.....	14
3.	Geologi	17
3.1	Geologiske og geofysiske undersøgelser.....	17
3.2	Geologisk og geomorfologisk beskrivelse på stor skala	22
3.3	Geologisk beskrivelse for området omkring Pillemark Losseplads	23
3.4	3D Geologisk model for området omkring Pillemark Losseplads	25
4.	Hydrogeologi og strømningsforhold.....	28
4.1	Hydraulisk ledningsevne og infiltration til det primære magasin	29
4.2	Grundvandsstrømning i det primære magasin.....	30
4.3	Grundvandsstrømning i det sekundære magasin	31
4.4	Hydraulisk gradient mellem magasiner og relation til pumpning i området.....	33
4.5	Konceptuel model for de hydrauliske forhold ved Pillemark Losseplads	35
5.	Perkolatkarakterisering og udsivning	36
5.1	Perkolatkvalitet under lossepladsen.....	39
5.2	Grundvandsforurening af øvre grundvand nedstrøms lossepladsen	42
5.3	Vandkvalitet af overfladevand	44
5.4	Vurdering af grundvandskvalitet i primært magasin	47
6.	Samspil mellem hydrauliske forhold og forureningsspredning	50
6.1	Tidlig vurdering af nedsivning til primære magasin	50
6.2	Vurdering af forureningsflux	53
6.3	Vurdering af fortynding i primært magasin	56

7.	Risikovurdering	59
7.1	Risikovurdering for grundvandsforurening af det sekundære magasin	59
7.2	Risikovurdering for overfladevandsforurening fra Pillemark Losseplads	59
7.3	Risikovurdering af forurening af det primære magasin.....	59
7.4	Fremtidig monitoring	60
8.	Forslag til yderligere undersøgelser	61
8.1	Hydrogeologiske forhold	61
8.2	Sekundært magasin, dræn og overfladevand.....	61
8.3	Primært magasin	62
8.4	Nedbrydning og risikovurdering.....	62

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Pillemark Losseplads beliggende på Samsø i Region Midtjylland er en af mange gamle lossepladser i Danmark. Lossepladsen ligger ca. 500 m fra borer tilhørende Hårdmark vandværk i et område med særlige drikkevandsinteresser (OSD). Det er et af de få områder, hvor der indvindes drikkevand på Samsø. Derfor har der afværgepumpet siden slutfirserne, for at minimere forureningsrisikoen for det primære og sekundære magasin i området omkring lossepladsen.

Afværgepumpningens effekt på strømningsforholdene og grundvandskvaliteten er ikke velundersøgt. Det er ikke afklaret, i hvor høj grad den nuværende pumpestrategi beskytter grundvand og overfladevand i området mod udsivningen fra lossepladsen. Selve afværgepumpningen er omkostningsfuld i drift og kræver løbende tilsyn.

I perioden 2014-2017 har DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Geoscience, Aarhus Universitet og GEUS i samarbejde med Region Midtjylland og de lokale myndigheder foretaget en lang række undersøgelser i området. Undersøgelserne har foregået som et led i forskningsprojektet GEOCON (Advancing GEOlogical, geophysical and CONtaminant monitoring technologies for contaminated site investigation), der bl.a. har til formål at udvikle nye metoder til at undersøge og risikovurdere forurenede grunde, herunder gamle lossepladser.

1.2 Formål

Formålet med rapporten er at skabe et fagligt grundlag for at optimere afværgepumpninger og minimere forureningsrisici for vandindvindingen i nærområdet af Pillemark Losseplads. Dette gøres ved at sammenfatte de væsentligste resultater fra GEOCONs undersøgelser, samt historiske undersøgelser. Alle geologiske og hydrogeologiske undersøgelser er fortolket for at skabe en ny geologisk model og hydrogeologisk forståelse. Denne nye viden er sammen med nye og historiske kemiske data anvendt til at vurdere påvirkningen af overfladevand og grundvand i området. Hydrauliske data og vurderinger belyser effekten af afværgepumpningen og samspillet med vandindvindingen i oplandet.

Rapporten vil på baggrund af de nye data samlet vurdere risikoen for forurening af grundvand og overfladevand ved Pillemark Losseplads med den nuværende pumpestrategi. Der vil for at vurdere samspillet mellem de hydrogeologiske og forureningskemiske forhold ved lossepladsen blive anvendt forskellige beregningsmetoder og modelværktøjer. Afslutningsvist vil der blive foreslået yderligere undersøgelser for at afklare usikre forhold.

1.3 Rapportens opbygning og indhold

Rapporten indeholder i alt 8 kapitler, hvoraf kapitel 2 præsenterer en samlet historik for Pillemark Losseplads. I kapitler 3-5 gives en oversigt over geologiske, hydrogeologiske og forureningskemiske undersøgelser med udgangspunkt i grundvandsstrømning og perkolatudstrømning fra lossepladsen i det primære og sekundære magasin. Samspillet mellem de hydrauliske og forureningskemiske forhold er vurderet i kapitel 6 ved hjælp af forskellige beregninger. Risikovurderingen af grundvands- og overfladevandsforurening er præsenteret i kapitel 7. I kapitel 8 giver vi vores forslag til yderligere undersøgelser.

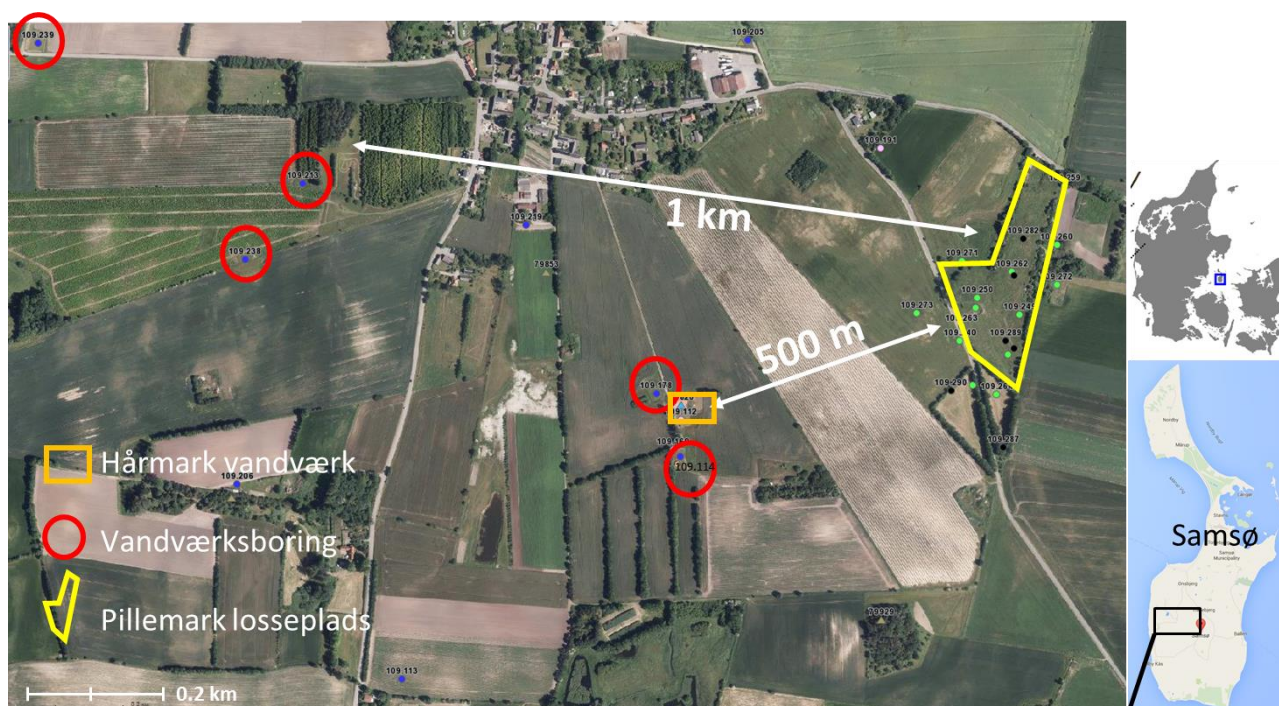
2. Pillemark Losseplads – historik

2.1 Pillemark Losseplads

Den mest detaljerede beskrivelse af lossepladsen findes i Århus Amt (1999), men der er også en række specifikke oplysninger i de mange både ældre og nyere rapporter. I de følgende afsnit vil der blive fokuseret på oplysninger, som har betydning for risikovurderingen af lossepladsen.

Ved Pillemark Losseplads er deponering påbegyndt i ca. 1958 på et moseareal efter tørvegravning i den nordlige del af lossepladsen. I den sydlige del er deponering foretaget i en tidligere grusgrav. Lossepladsen har været brugt til affaldsdeponering frem til cirka 1988 (Århus Amt, 1999; Hansen, 2012).

Figur 1 viser beliggenheden af lossepladsen, som er placeret ca. 500 m fra Hårmark vandværk og inden for et OSD område.



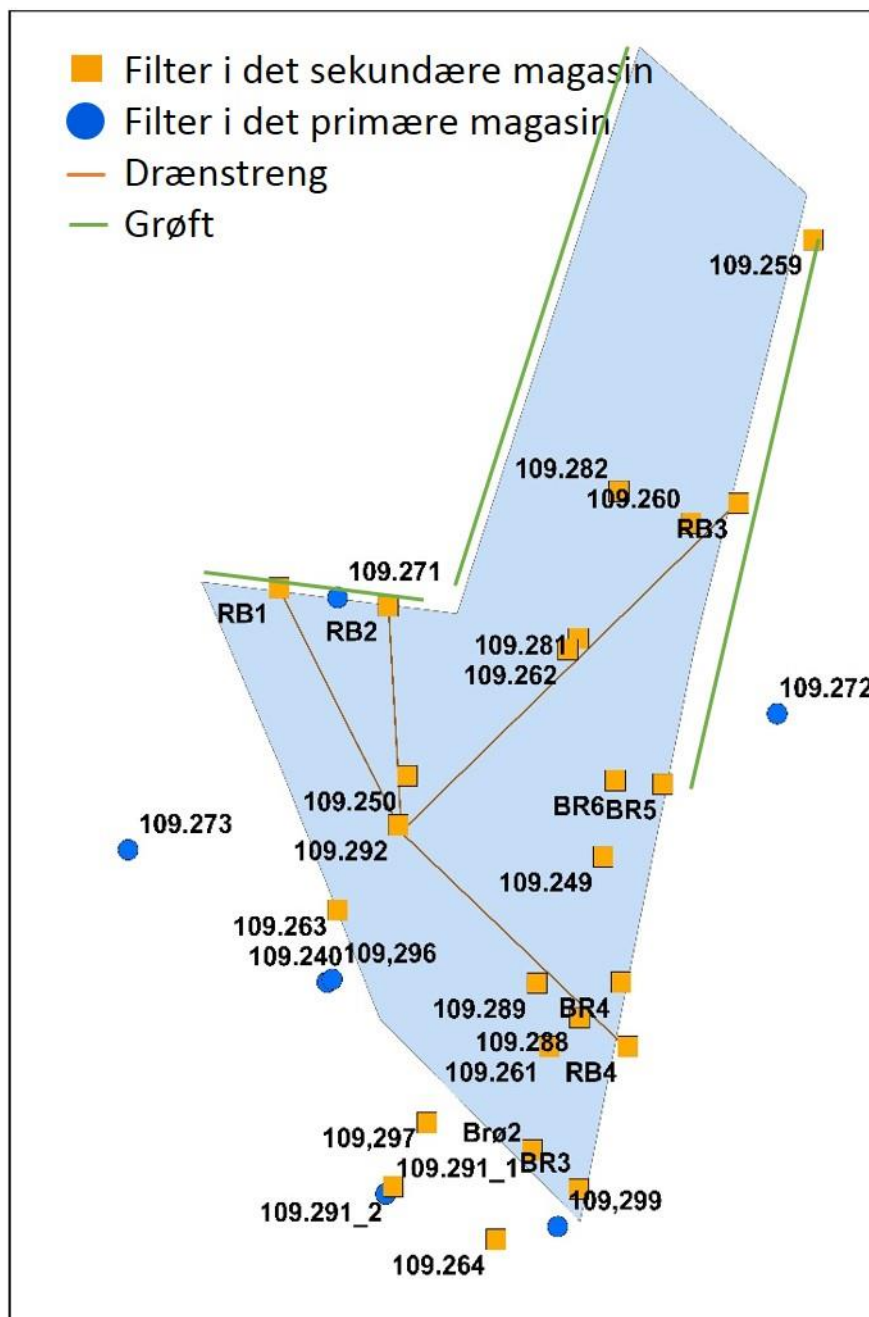
Figur 1: Placeringen af Pillemark Losseplads på Samsø, Hårmark vandværk og de tilknyttede boringer.

Lossepladsen er anlagt uden miljøbeskyttende foranstaltninger (Århus Amt, 1999). Derfor har Region Midtjylland (og det tidligere Aarhus Amt) samt Samsø Kommune implementeret forskellige afværgeforanstaltninger i de sidste årtier. Der er i rapporten Århus Amt (1999) givet en glimrende gennemgang af lossepladsens historie og en detaljeret oversigt over dokumenter og rapporter.

På grund af forureningsrisici for grundvand ved lossepladsen, blev der påbegyndt undersøgelser i 1984 med fokus på grundvand og overfladevand. Tabel 1 viser en oversigt over disse og senere udvalgte undersøgelser. I Figur 2 er der vist det opdaterede kort af Pillemark Losseplads med boringerne og drænsystemet, som blev implementeret i forbindelse med undersøgelserne og afværgeforanstaltningerne.

Tabel 1: Oversigt over udvalgte undersøgelser og afværgeforanstaltninger ved Pillemark Losseplads.

Året	Udvalgte undersøgelser	Litteratur
1990	Det blev vurderet, at grøfter i den nordlige del af lossepladsen opfangede perkolatforurenede grundvand (Figur 2). Derfra bliver grundvand samlet via afløbssystemet i brønd 2 og afledt til Eskemose, Hårmark mose og Dallebækken via åbne grøfter eller gennemløb.	Rambøll & Hannemann A/S, 1988; 1990
1991	To afværgeboringer blev etableret til oppumpning af perkolatforurenede grundvand fra det sekundære magasin, med udgangspunkt i at undgå påvirkning af overfladevand.	Rambøll & Hannemann A/S, 1990; Århus Amt, 2002; Hansen, 2012
1999	Der blev etableret et 4-strengt drænsystem til at opsamle perkolat i en pumpebrønd (Figur 2), med udgangspunkt i at reducere risikoen for forurening af det primære magasin. Perkolatet bliver pumpet videre til Ballen Renseanlæg. I forbindelse med etableringen af drænsystemet, er omfangsgrøfterne oprenset og repareret.	Århus Amt, 2002; Århus Amt, 2000; Hansen, 2012
2006	En tv-inspektion viste, at drænstrengene 2 og 4 var blokeret (Figur 2). I forbindelse med tv-inspektionen blev en grundvandsmodel opstillet med udgangspunkt i at belyse hydraulikken af drænsystemet. Derefter blev drænstreng 4 repareret. Det blev ved denne lejlighed vurderet, at drænstreng 2 kunne undværes.	Grontmij Carl Bro A/S, 2007; Hansen, 2012

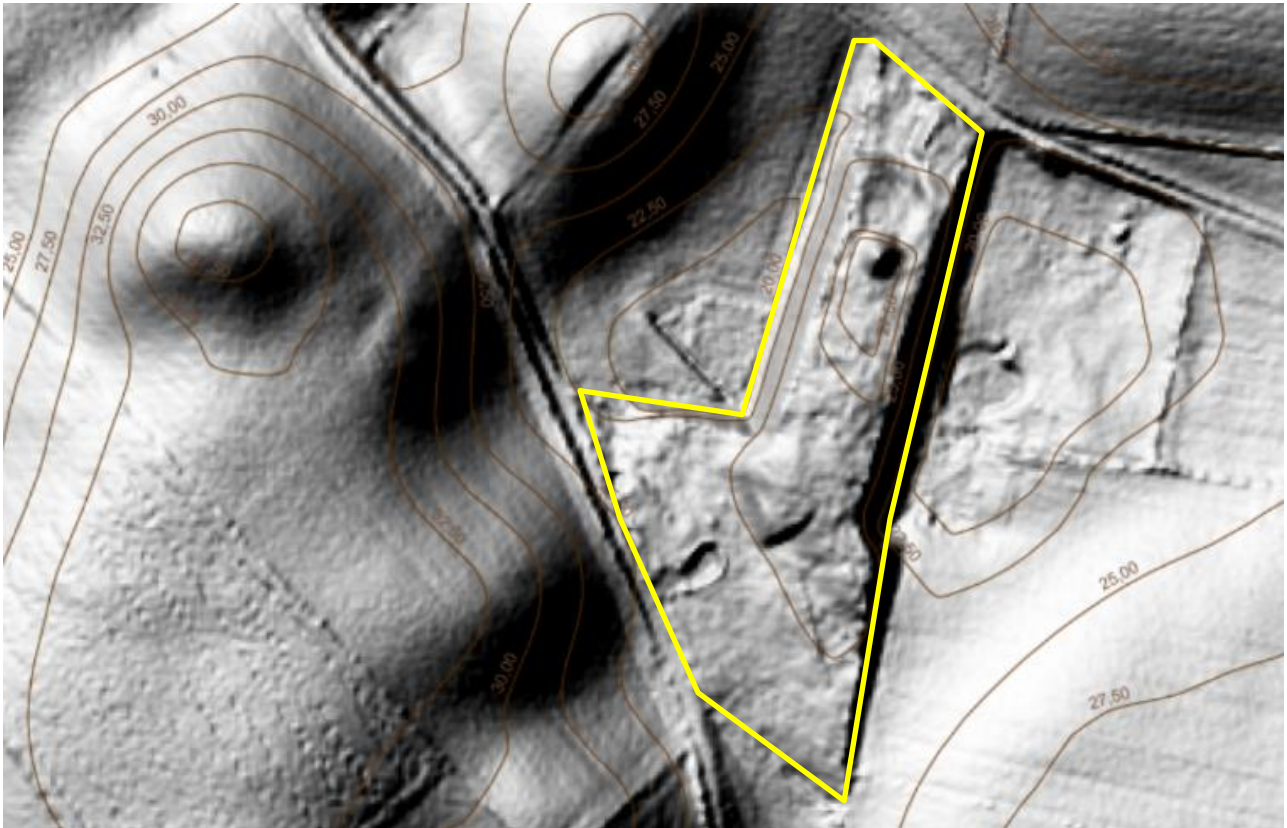


Figur 2: En oversigt over boringerne, drænsystemet og grøfterne (dræner den nordlige del af pladsen) ved Pillemark Losseplads.

2.2 Affald og perkolat

Lossepladsens areal er ca. 28500 m² (Grontmij | Carl Bro 2007). Det samlede deponeringsvolumen anslås at være op mod 300.000 m³ (Århus amt, 1999a). På den nordlige del af lossepladsen er der deponeret affald til ca. 15 m over terræn. På den centrale sydligste del er fyldhøjden ca. 3 m svarende til terrænniveau. På den

vestlige del af lossepladsen er der kun tilført fyldjord, mens der er deponeret affald til ca. 3 m over terræn på den østlige del. Se terrænmodel i Figur 3.



Figur 3: Terrænmodel af Pillemark Losseplads. Højdekurver: DHM 2,5 m. Lossepladsens omrids er optegnet med gult.

I lossepladsen er der deponeret dagrenovation, erhvervsaffald, storskrald, fyldjord og bygningsaffald samt formodentligt mindre mængder af bekæmpelsesmidler og malerrester (Århus Amt, 1999). Bekæmpelsesmidlerne kommer formentlig fra deponering af pesticidrester. Plastmaterialer, som har været anvendt til afdækning på landbrugsjorde er deponeret i den sydlige del af lossepladsen. En del af dette affald er relateret til Trolleborg (i dag Samsø Syltefabrik).

Lossepladsen er afdækket i flere omgange med jord, og den sidste afdækning er afsluttet i 1994 (Århus Amt 1999). Området er i dag bevokset med græs og buske og afgræsses af kreaturer.

Der findes forureningsstoffer i det sekundære grundvandsmagasin, som bl.a. typiske uorganiske perkolatparametre, organisk kulstof (NVOC), toluen, xylener og pesticider (Århus Amt, 2002; Hansen, 2012). I det primære magasin blev der fundet et lavt indhold af xylener i 1998 (Århus Amt, 1999).

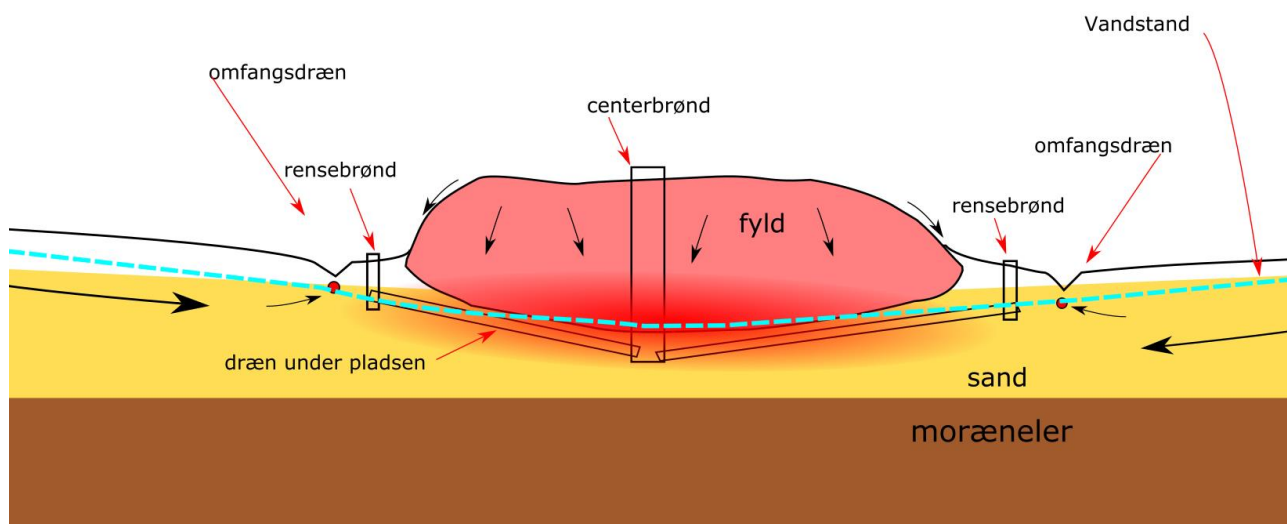
2.3 Afværgeanlægget og drænsystemet

Der er blevet afværgepumpet systematisk på Pillemark Losseplads siden 1990. Inden da var der forsøgsvist blevet afværgepumpet fra 1988. Det nuværende anlæg med drænstringe blev anlagt i 1999 og er blevet udbedret i 2011, da flere drænrør var tilstoppede.

Anlægget har til formål at beskytte såvel grundvandsressourcer som overfladevand mod forurenede perkolat. Det er opbygget af fire drænstringe under fyldet, der samler perkolatet i en pumpebrønd (DGU nr. 109.292), se kortet i Figur 2. Fra pumpebrønden pumpes vandet til behandling hos Samsø Spildevand i Ballen.

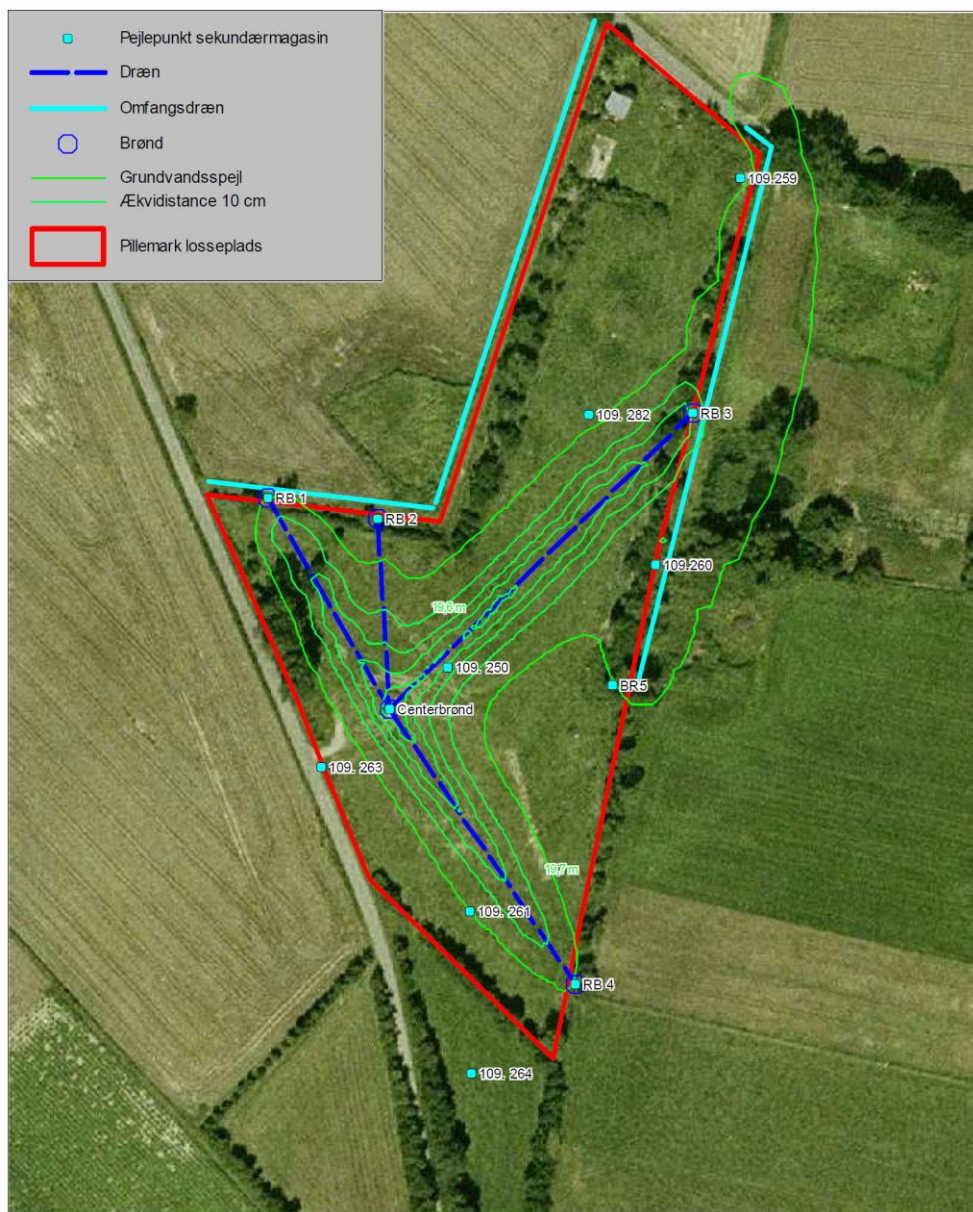
Oppumpningsraten er i størrelsesordenen $1 \text{ m}^3/\text{t}$, hvilket er ca. det dobbelte af den anslåede infiltration af nedbør på pladsen (Rambøll & Hannemann A|S 1988).

Foruden de underliggende dræn er der også etableret grøfter og overfladenære omfangsdræn langs de nordøstlige og nordvestlige sider af pladsen, som vist på Figur 2. Formålet med disse er at begrænse strømning af vand til igennem pladsen. Vand opsamlet i omfangsdrænene samt drænvand fra marker samles i Brønd 2 (DGU nr. 109.425) i det sydøstlige hjørne af lossepladsen og føres herfra til Eskemosen via en rørledning. Herfra vil vandet strømme til Dallebækken. Figur 4 illustrerer afværgelanlæggets elementer, samt vandstanden under drift.



Figur 4 Konceptuel model for afværgelanlæg ved Pillemark Losseplads (Grafik: Tom Birch Hansen, Region Midtjylland).

Grundvandsstrømningen til drænsystemet under drift blev modelleret med en simpel model i 2007, se Figur 5 (Carl Bro, 2007). Det fremgår, at oppumpningen især påvirker den centrale og sydlige del af lossepladsen, mens perkolat i den nordlige del mere sandsynligt vil opsamles af omfangsdrænene.



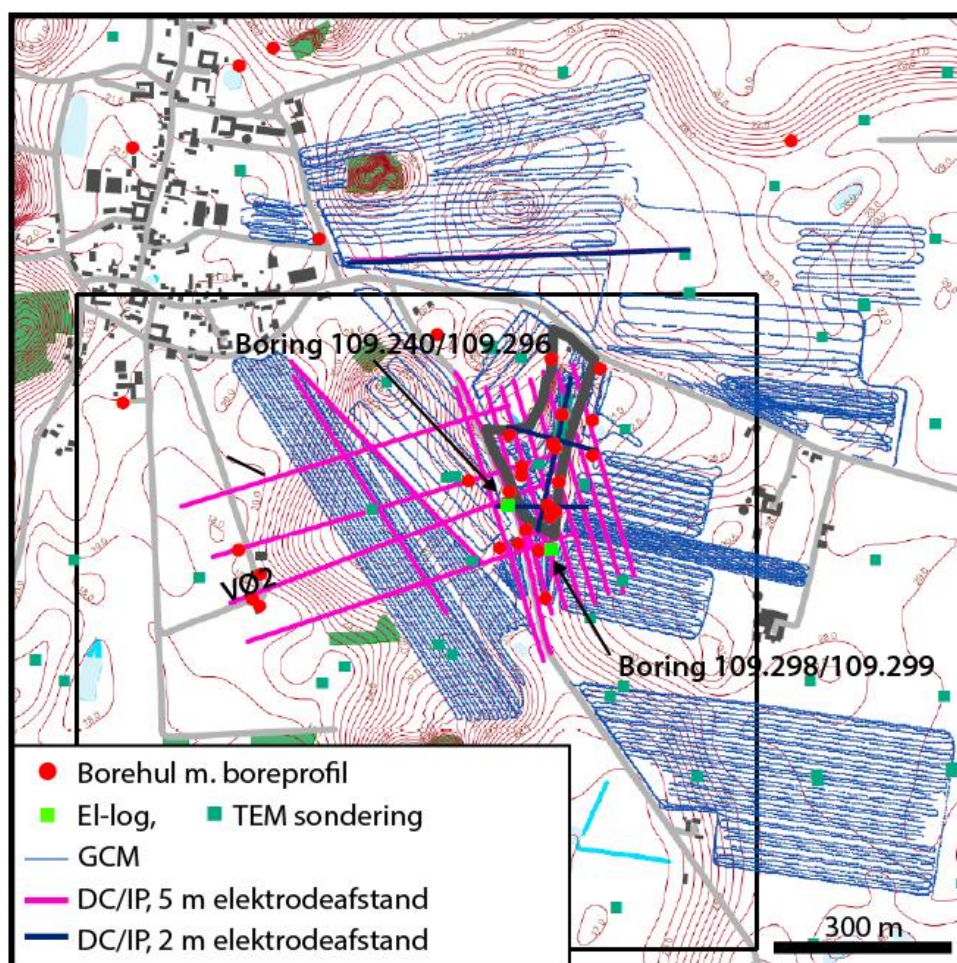
Figur 5 Modelleret grundvandsstrømning omkring dræn (Carl Bro, 2007). Bemærkning: Drænstreng 4 (sydøst) er placeret for sydligt i forhold til den reelle placering.

3. Geologi

Dette kapitel omhandler de geofysiske og geologiske undersøgelser, der er foretaget i området omkring Pillemark Losseplads, samt beskriver geologien i området – både regionalt og lokalt. Kapitlet er baseret på analyser og resultater fra Høyer et al. (submittet).

3.1 Geologiske og geofysiske undersøgelser

I forbindelse med undersøgelserne ved Pillemark Losseplads er der indsamlet GCM (Ground Conductivity Meter), DCIP (Direct Current geoelektriske og Induceret Polarisation), jordbaseret TEM (transient elektromagnetisk metode) og EI-log data. I forbindelse med Grundvandskortlægningen er der indsamlet slæbegeoelektrik (PACES) og jordbaseret TEM, hvoraf kun TEM dataene er anvendt i den geologiske modellering. Lokaliseringen af data er vist i Figur 6. I de følgende afsnit vil der være en kort beskrivelse af metoderne og data, mens en detaljeret beskrivelse af dataindsamling, -behandling og inversion af data er beskrevet i Bilag A.



Figur 6: Lokalisering af de geofysiske målinger ved Pillemark Losseplads. Det indre modelområde for den geologiske model over Pillemark området er markeret med en sort boks og lossepladsen er afgrænset med grå polygon.

3.1.1 Kortlægning med ground conductivity meter

Ground conductivity meter, GCM (tidligere kaldet stangslingram, og i international litteratur Electromagnetic induction, EMI) er små, let håndterbare frekvensdomæne elektromagnetiske instrumentsystemer. Til nærværende kortlægning er anvendt DualEM421S med 6 spole-konfigurationer, hvor modtagerspolerne orienteret horisontalt (co-aksialt) og vertikalt (vinkelret) er placeret i hhv. 1 m, 2 m og 4 m afstand fra en horisontal orienteret senderspole. Der måles ved en frekvens på 9 kHz.

Der er indsamlet 86 km data, hvoraf hovedparten af dataene er indsamlet med instrumentet monteret på en slæde og trukket af en firhjulet motorcykel, mens en mindre del af dataindsamlingen er foregået til fods (Figur 6). De processerede data er inverteret i Aarhus Workbench, hvor der er anvendt en 1D frekvensdomæne forward modellering (Auken et al., 2015) og i modelrummet er modelparametrene bundet sammen i 3 dimensioner (SCI model (Viezzoli et al., 2008)). De sammenbundne 1D modeller har 10 lag logaritmisk fordelt over de øverste 10 m af jorden. Der er beregnet DOI (Christiansen and Auken, 2012).

Et eksempel på resultatet af GCM kortlægningen kan ses i Figur 7, hvor intervalresistiviteten i dybden 1-2 m er vist.

3.1.2 DC/IP profiler

Traditionelle geoelektriske målinger er kombineret med induceret polarisationsmålinger, DC/IP, således at der udover at kortlægge jordlagenes elektriske modstand også kortlægges jordlagenes op- og afladningsevne. Data er indsamlet langs 18 profiler, hvoraf 3 profiler har en elektrodeafstand på 2 m og 15 profiler en elektrodeafstand på 5 m (Figur 6). Profilerne, som krydser lossepladsen, er indsamlet med pol-dipol elektrodekonfigurationer, mens de øvrige profiler er indsamlet i gradient konfiguration.

Data er processeret med avancerede filtrerings- og midlingsmetoder (Olsson et al., 2016) for at få størst mulig information om jordlagenes opladningsevne. De processerede data er inverteret med AarhusInv (Auken et al., 2015). Der er anvendt en 2D algoritme (Fiandaca et al., 2013), hvor der i forward modelleringen tages højde for bølgeform og systemfiltre, mens inversionen estimerer Cole-Cole parametrene (resistivitet ρ , opladningsevne udtrykt ved intrinsic chargeabilitet m_0 , tidskonstant τ og en skaleringskonstant C) (Pelton et al., 1978). Der er anvendt en 2D modelparameterisering med vertikale og horisontale bånd mellem modelparametrene, og der er taget højde for topografi i inversionen af dataene. DOI er beregnet (Christiansen and Auken, 2012). Der er information om jordlagenes elektriske modstand til 60-80 m dybde.

Der er vist eksempler på DC/IP profilerne i Bilag B.

3.1.3 Transient elektromagnetisk sonderinger

Den transiente elektromagnetiske metode, TEM, kortlægger elektriske modstand i jordlagene. Der er udført to feltkampagner, hvor der er målt jordbaseret TEM. Den første TEM målekampagne er udført af HOH (og overtaget af Rambøll) i regi af grundvandskortlægning i 1997. Den anden feltkampagne er udført af AU i 2015.

De ældre data er indsamlet med et Geonics ProTEM udstyr. Der er anvendt en kvadratisk senderspole med en kantlængde på 40 m og modtagerspolen er placeret i centrum af senderspolen i en såkaldt central-loop konfiguration. De nye data er indsamlet med et HGG WalkTEM udstyr, og der er anvendt tilsvarende måle konfiguration. I området omkring Pillemark Losseplads er der 18 ældre og 36 nye TEM sondering (Figur 6).

I forbindelse med dataprocesseringen er der foretaget en vurdering af den enkelte sonderings støjpåvirkning og om der har været påvirkning af kobling til elektriske installationer. Både de gamle og de nye data er inverteret med 1D fålags-modeller hvor lagresistivitet, lagtykkelse og deres modelusikkerhed estimeres (Auken et al., 2015). Der er typisk anvendt 3-5 modellag og DOI er beregnet.

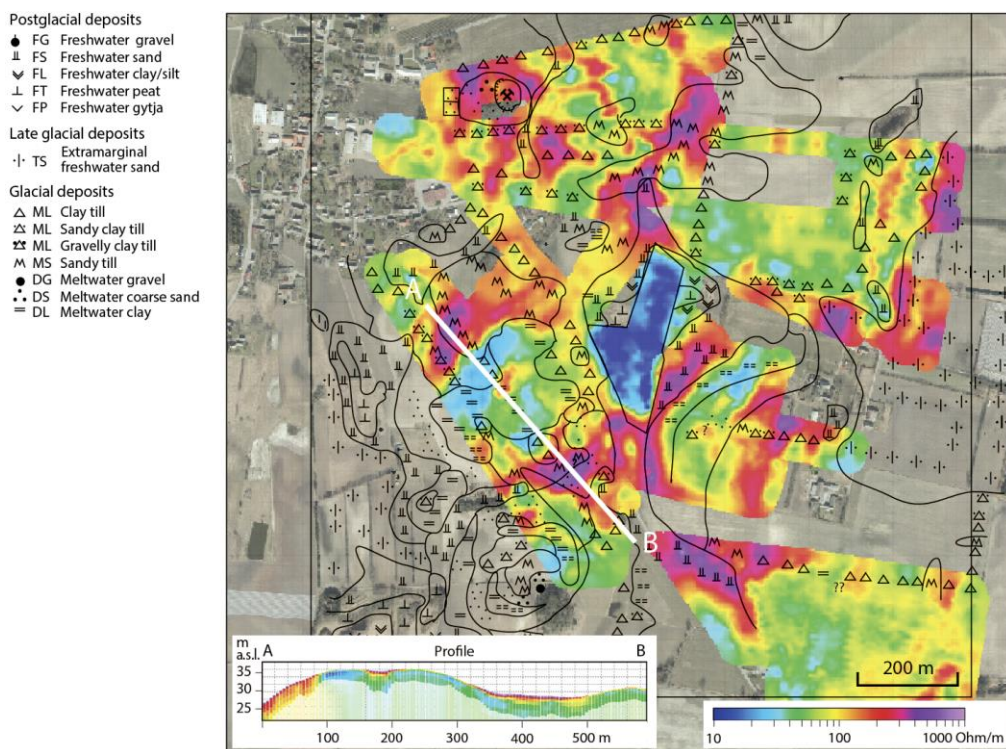
3.1.4 El-log

El-log metoden indsamler geofysiske data i form af gammamålinger og DC/IP målinger, mens der udføres en snegleboring. Derved opnås uforstyrrede målinger af jordlagenes elektriske egenskaber. Der er udført to El-log borer ved den sydlige kant af Pillemark Losseplads. Den nordligste af borerne (DGU nr. 109.296) er 35 m dyb og udført tæt ved en boring fra 1984 (DGU nr. 109.240) med en detaljeret lithologisk prøvebeskrivelse. Den sydlige boring (DGU nr. 109.298) er c. 27 m dyb og udført tæt ved en anden ny boring (DGU nr. 109.299) med en detaljeret lithologisk log (Figur 6).

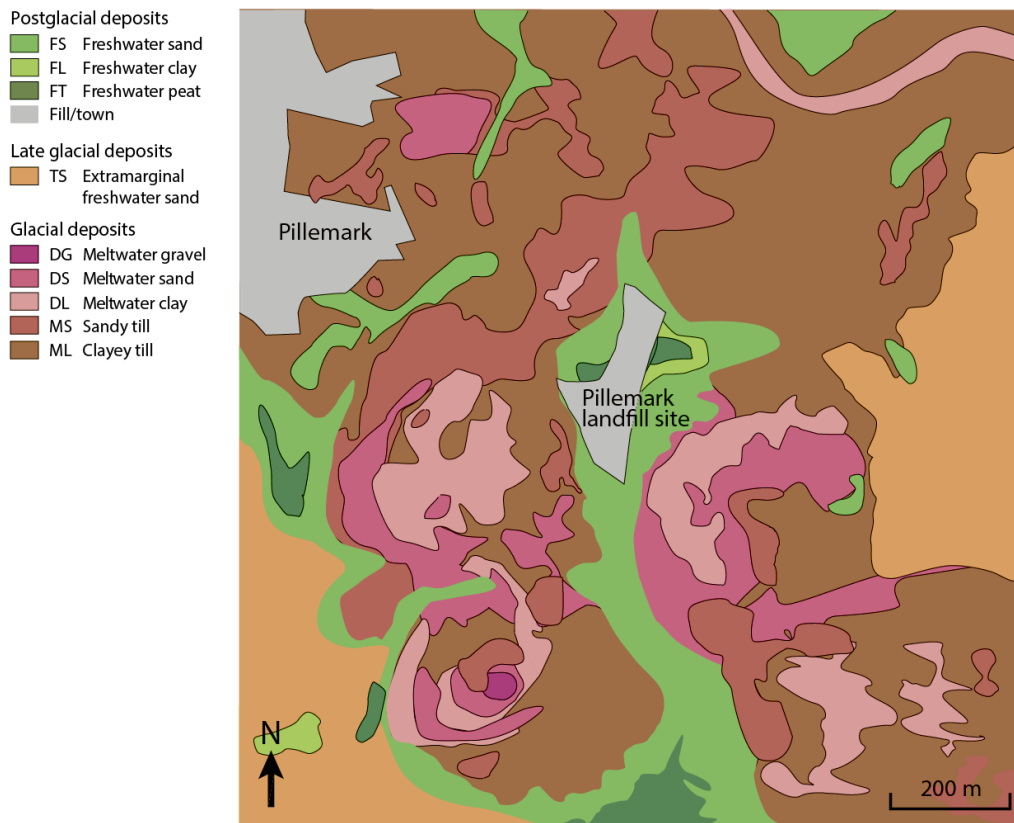
Der er målt gammalog, resistivitetslog og induceret polarisation i normal-konfiguration med en elektrodeafstand på 20 cm. Målingerne er udført med et ABEM Terrameter LS. IP-målingerne var desværre for støjfyldte til at de kunne anvendes i den videre databearbejdning. Resistivitets- og gammalog fra DGU nr. 109.298 er vist i *Figur 9* sammen med geologiske data, mens resistivitets- og gammalog fra begge logs er vist i Bilag A.

3.1.5 Jordartskartering

I området omkring Pillemark Losseplads er der udført en meget detaljeret jordartskartering, hvor der indsamles jordprøver ved brug af et 1 m langt jordspyd. Jordprøverne beskrives i felten og jordarter markeres på et kort. Jordartskarteringspunkterne er sammenstillet med GCM intervalresistiviteter i 1-2 m dybde og anvendt i afgrænsningen af de enkelte jordarter (Figur 7), hvorved der er fremstillet et nyt og meget detaljeret geologisk kort for området, som er vist i Figur 8 (Klint et al., 2017).



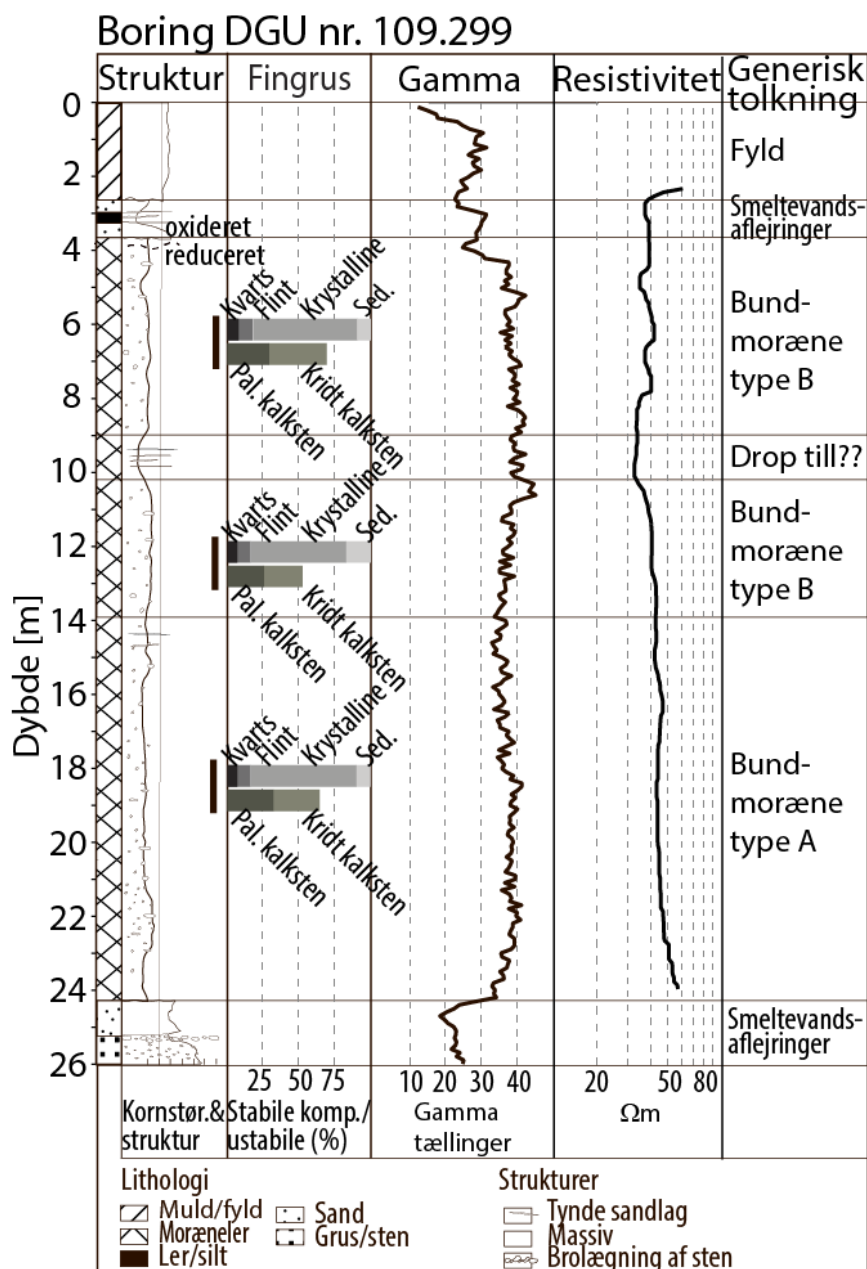
Figur 7: Jordartskartering og GCM kortlægning (intervalresistivitet i 1-2 m dybde). Efter (Klint et al., 2017)



Figur 8: Geologisk kort baseret på jordartskartering og GCM kortlægning. Efter (Klint et al., 2017).

3.1.6 Geologisk karakterisering af boring DGU nr. 109.297 og 109.299

I GEOCON projektet er der udført to nye geologiske borer ved Pillemark Losseplads (Figur 6) til hhv. 15 m dybde (DGU nr. 109.297) og 26 m dybde (DGU nr. 109.299). En detaljeret geologisk beskrivelse udført af Knud Erik Klint kan ses i Figur B3, Bilag B. Der er ikke observeret glacial tektoniske sprækker i det opborede materiale og karakteriseringen af morænelerslagene har ført til en inddeling i Basal Till type A og B samt Flowtill. En basal till type A vil typisk være blød og uden sprækker, mens en basal till type B vil være hård og opsprækket; dog er der en meget lav sandsynlighed for at et morænelerslag har gennemgående sprækker eller kun få sprækker i hele taget, når den samlede lertykkelse er mere end 15 m (Klint et al. 2013). I boring 109.299 er der udført fingrusanalyser i 3 dybder for at undersøge om det øvre morænelerslag stammede fra samme isfremstød som de underliggende morænelerslag. Resultatet af fingrusanalyserne er vist sammen med den lithologiske log samt gamma- og resistivitetslogs fra en tætliggende EI-log, DGU nr. 109.298 (Figur 9).



Figur 9: Geologisk karakteristisk af boring DGU nr. 109.299 med hensyn til lithologi, struktur, fingrusanalyser og generisk tolkning af den geologiske aflejring. Der er vist gamma- og resistivetslog fra den tætliggende EI-log (DGU nr. 109.298).

3.1.7 Borehulsdata – Lithologiske logs

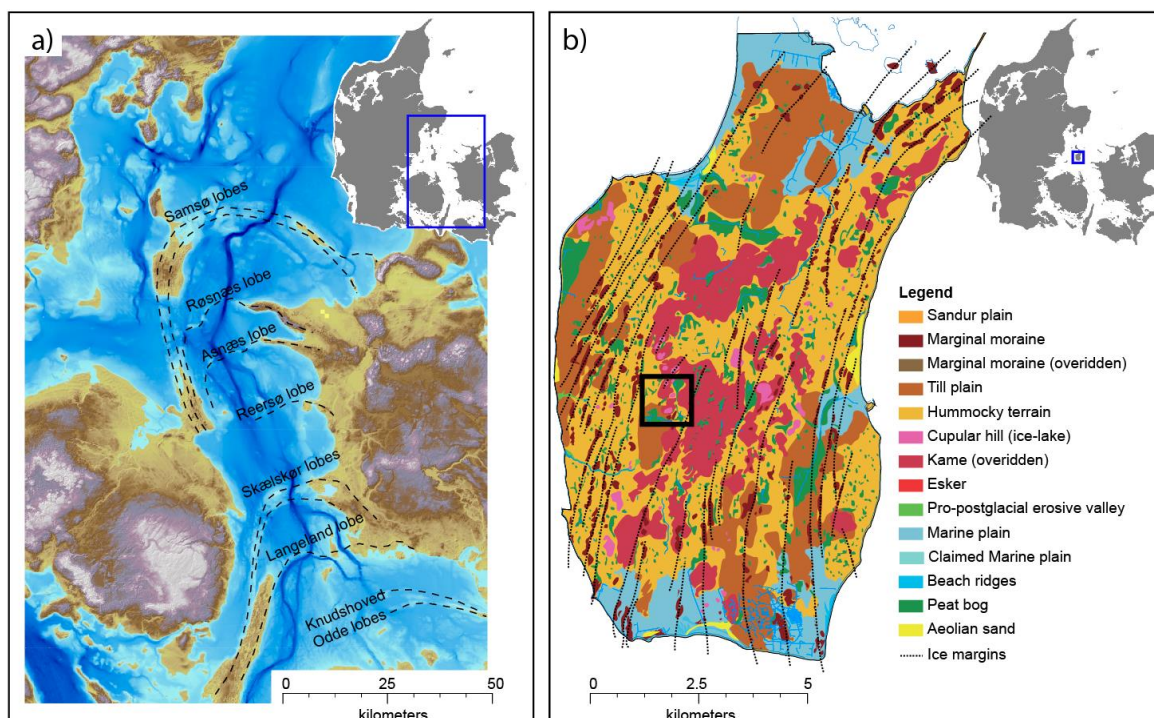
Borehulsdata stammer fra et udtræk fra Jupiter databasen. I det samlede modelområde er der ca. 45 borer, primært placeret på og omkring Pillemark Losseplads og ved Hårdmark vandværk (Figur 6). Det er ikke alle borer, der indeholder information om lithologi. Hovedparten af borerne har en dybde på 30-40 m, og der er kun 3 borer, der når dybere end 50 m og maksimalt 85 m. Et par få borer går gennem hele den kvartære lagserie og når ned i marine sedimenter fra Eem og en enkelt velbeskrevet boring (DGU nr. 109.283) når også ned gennem aflejringerne fra Eem.

3.1.8 Geomorfologisk kort for Sydsamsø

Et nyt geomorfologisk kort for Sydsamsø er konstrueret på baggrund af landskabsformer og eksisterende viden om de kvartære aflejringer i området (Figur 10b).

3.2 Geologisk og geomorfologisk beskrivelse på stor skala

De ældste aflejringer, der er truffet i borerer på Sydsamsø, er Eocænt plastisk ler. Over det Eocæne ler findes moræneaflejringer, som må være af Saale alder, da de overlejres af marint ler fra Eem. Over Eem aflejringerne findes moræneaflejringer, overlejret af smeltevandsaflejringer og endnu en serie af moræneaflejringer inden vi kommer til de terrænnære aflejringer, der udgør det nuværende landskab. Hvorledes aflejringerne yngre end Eem korreleres til den danske Till stratigrafi, beskrives i afsnit "3.3 Geologisk beskrivelse for området omkring Pillemark Losseplads".



Figur 10: a) Digital terrænmodel for Storebæltsområdet og det sydlige Kattegat omkring Samsø. Islober relateret til genfremstød af Bælthavsfremstødet, det yngste Ungbaltiske fremstød, er markeret på figuren. b) Geomorfologisk kort for Sydsamsø. Området omkring Pillemark er markeret med den sorte boks. Efter Høyer et al. (submittet).

Landskabet på det sydlige Samsø er høj grad præget af isfremstød fra Sen Weichsel. Tolkning af terræformerne, som de kommer til udtryk på den digitale terrænmodel, og de mest overfladenære aflejringer rapporteret i borerer og litteratur har ført til et nyt geomorfologisk kort over Sydsamsø (Figur 10b). De ældste landskabsformer på Sydsamsø kan relateres til Nordøstisen (23.000-20.000 år før nu (Houmark-Nielsen et al., 2005)). Da Nordøstisen smeltede tilbage fra Hovedopholdslinjen i Jylland efterlod den store områder med dødis. I lavninger mellem og på dødisen blev der i isdæmmede søer aflejret issøler, -silt og -sand. Disse fremstår i dag som issøbakker med flad top (Kame i Figur 10b). Det Ungbaltiske isfremstød overskred området på sin vej mod den Østjyske israndslinje (18.000-19.000 år før nu (Houmark-Nielsen et al., 2005)) og genfremstød af Bælthavs Isstrømmen (17.000-18.000 år før nu (Houmark-Nielsen et al., 2005)) formede buformede israndsdannelser, som kan følges fra Samsø og syd på ned gennem Storebæltsområdet (Figur

10a). Da de glaciale aflejringer i form af smeltevandssaflejringer aflejret på smeltevandssletter foran isen og bundmoræne aflejret under isen, blev aflejret ovenpå dødis efterladt af Nordøstisen og den Østjyske Is har landskabet fået en ujævn overflade med mange afløbsløse lavninger, såkaldte dødishuller (Hummocky terrain i Figur 10b). I dødishullerne er der opstået tørvemoser (Peat bog i Figur 10b). Oven på dødislandskabet ses rækker af bakker placeret som perler på en snor (Marginal moraine i Figur 10b); disse tolkes som randmoræner afsat af Bælthavsisen. På det geomorfologiske kort kan observeres mindst 13 randmoræner (Ice margins i Figur 10b), som er en del af systemet med buedeformede israndsdannelser (Figur 10a).

3.3 Geologisk beskrivelse for området omkring Pillemark Losseplads

De nye data indsamlet i området omkring Pillemark Losseplads og fremstillingen af det geomorfologiske kort har ført til en revideret forståelse af den geologiske udvikling på Sydsamsø og i særdeleshed i området omkring Pillemark. Den reviderede geologiske udviklingshistorie er vist som en "tegneserie" i Figur 11; hvert enkelt skridt i udviklingshistorien gennemgås herunder.

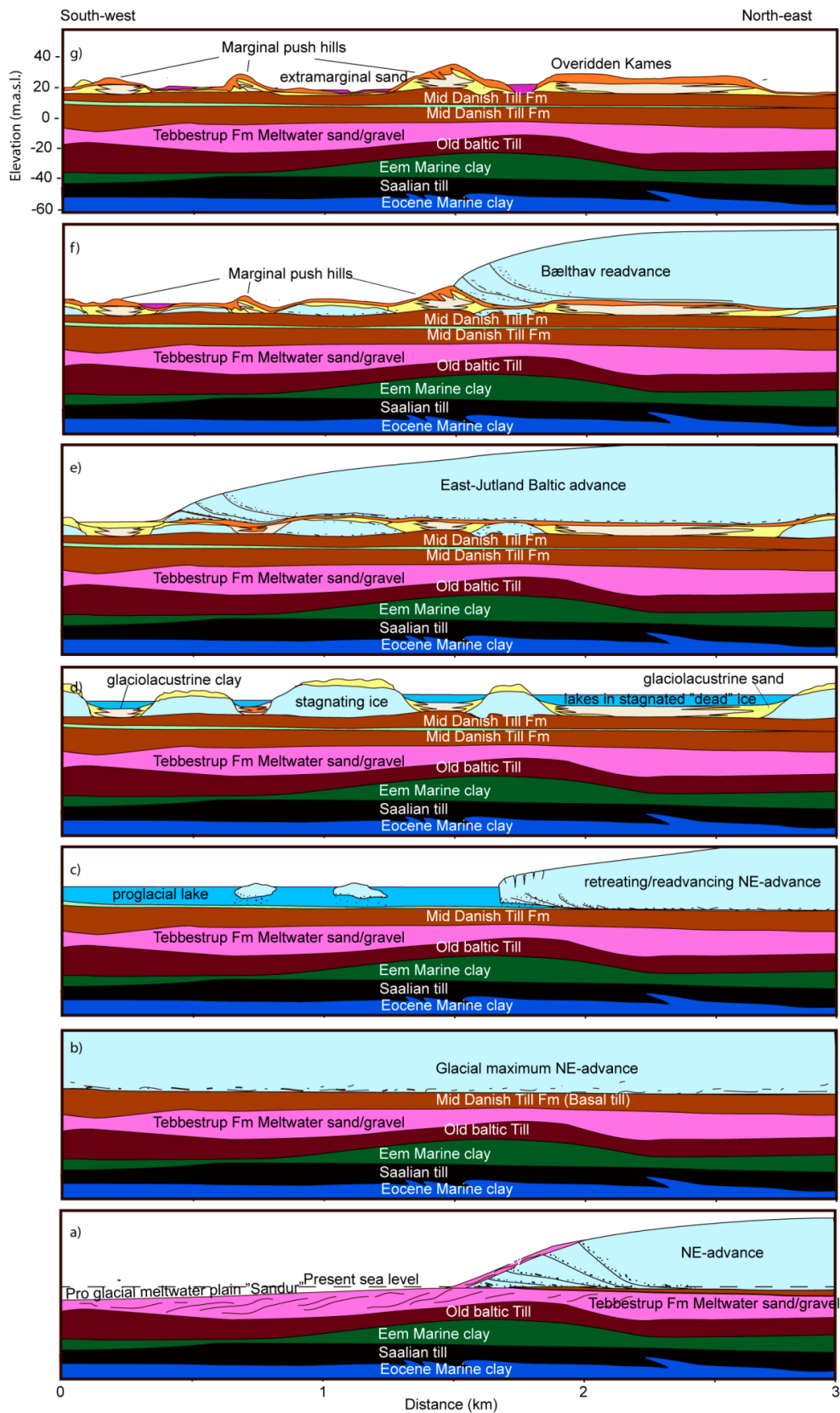
Som beskrevet herover består de dybere dele af lagserien af Eocænt ler, moræneaflejringer af formodentlig Saale alder og Eem marint ler. Det marine ler fra Eem er aflejret 20-40 m under det nuværende havniveau. Over Eem aflejringerne er der truffet moræneaflejringer, som er overlejret af de smeltevandssaflejringer, der udgør det primære grundvandsmagasin på Samsø. Moræneaflejringerne henføres til det Gammel baltiske isfremstød (ca. 50.000 år før nu (Houmark-Nielsen et al., 2005)) i Mellem Weichsel, idet de overliggende smeltevandssaflejringer af 10-15 m tykkelse korreleres til at tilhøre Tebbestrup Formation. Tebbestrup Formationens tykke lagpakke af smeltevandssaflejringer er aflejret foran den fremadskridende Nordøstis (Figur 11a) og kendes både i det østjyske område som Tebbestrup Formationen og på Sjælland som Hedelandformationen. Toppen af Tebbestrup Formationen træffes typisk omkring det nuværende havniveau (kote 0 m).

Over Tebbestrup Formationen er aflejret en op til 20 m tyk morænelerspakke, som i nogle borer opdeles i to af et tyndt lag af smeltevandssler. Morænelersaflejringerne er hovedsagelig karakteriseret som bundmoræne (Figur 9). Fingrusanalyser fra tre niveauer i boring 109.299 (Figur 9) viser, at den samlede morænelerspakke kan henføres til det samme isfremstød og at fingrussammensætningen bedst kan korreleres til den Midtdanske Till afsat under Nordøstisen. Det tynde lag af smeltevandssler kan tolkes som issøler aflejret i en isdæmmed sø i forbindelse med tilbagetrækningen af Nordøstisen, hvorved de øvre lag af moræneler er aflejret under et genfremstød af Nordøstisen (Figur 11b og c). I det morænelerspakken er mere end 15 m tyk er der lav sandsynlighed for at der vil være glacialtektoniske sprækker i laget (Klint et al. 2013).

Under tilbagetrækningen efterlod Nordøstisen store områder med dødis og der opstod søer i lavningerne mellem dødisen, hvor der blev aflejret issøsedimenter. Tæt ved søbredden aflejredes sand mens der længere ude i søen aflejredes ler (Figur 11d).

Inden dødisen når at smelte bliver området overskredet af is fra det Ungbaltiske isfremstød på vej mod den Østjyske israndslinje. Foran isen aflejres smeltevandssedimenter og ved bunden af isen aflejres en et tyndt lag af moræneler (Figur 11e). I genfremstød (Bælthav Isstrømmen) dannes randmoræner og nogle af issøbakkerne deformeres, mens andre overskrides uden deformation til følge (Figur 11f).

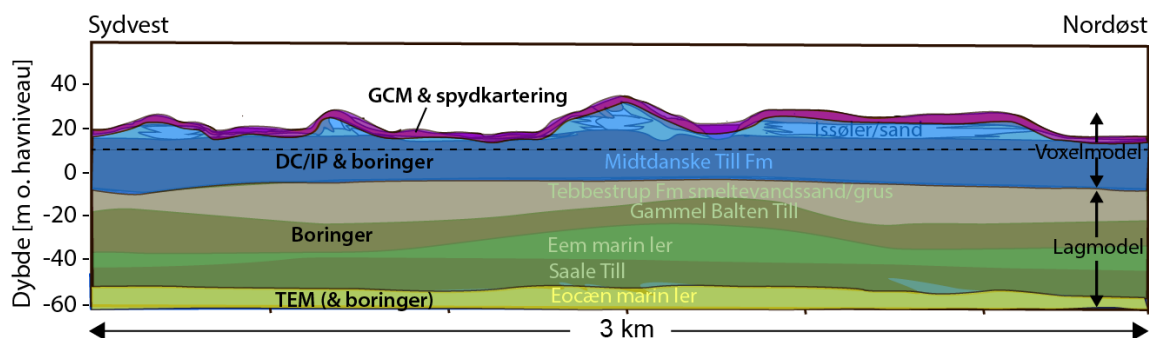
Figur 11g viser en skitse af den konceptuelle geologiske forståelsesmodel, som det ser ud nu. Terrænoverfladen er beliggende 20-40 m over nuværende havniveau og terrænet er karakteriseret som et glacial landskab bestående af randmoræner og isoverskredne issøbakker. Mellem bakkerne er aflejret sen- og postglaciale aflejringer i form af ekstramaginalt smeltevandssand og ferskvandstørv.



Figur 11: Skitse som illustrerer udviklingsstadier i forbindelse med aflejring af sedimenter i området omkring Pilemark Losseplads. Det ældste stadie er placeret nederst og figuren læses fra bund til top. Efter Høyer et al. (submittet).

3.4 3D Geologisk model for området omkring Pillemark Losseplads

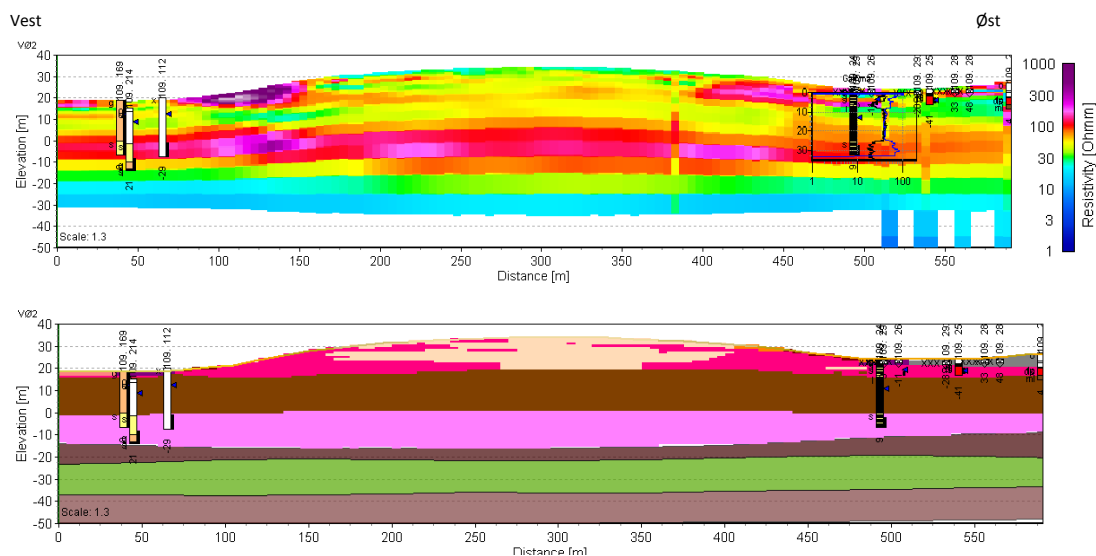
En digital 3D geologisk model er opstillet for området omkring Pillemark Losseplads på baggrund af de geofysiske og geologiske data beskrevet i afsnit 3.1 og Bilag A og B samt den geologiske forståelsesmodel beskrevet i afsnit 3.3. Den 3D geologiske model er konstrueret som en kombination af en lagmodel, der repræsenterer de dybereliggende stratigrafiske enheder til og med Tebbestrup Formationen og en voxelmodel, der repræsenterer de terrænnære lag med kompleks geologisk opbygning (Figur 12). Den geologiske forståelsesmodel (Figur 11g) er det bærende element i modelleringsprocessen sammen med de mest velbeskrevne borer. Figur 12 angiver, hvor de forskellige typer af data har bidraget mest til den digitale 3D geologiske model. GCM kortlægningen og spydkarteringen har via det geologiske kort (Figur 8) bidraget til de øverste 1-2 m modellen, mens DC/IP profilerne sammen med borerne specielt har bidraget til modelleringen af fyldet i issøbakkerne (kote 20-40 m) og støttet borerne i modelleringen af morænelerslaget (kote 0-20 m). Det viste sig, at de geofysiske DC/IP profiler i udpræget grad er påvirket af ækvivalenser, så det ikke er muligt direkte at tolke placeringen af laggrænser ud fra disse (se Figur 13 og Bilag B). Den dybere del af modellen er primært modelleret på baggrund af borerne, dog har TEM sonderingerne bidraget til at modellere toppen af Eocæn marin ler. Detaljer omkring modelleringen er beskrevet i Bilag B.



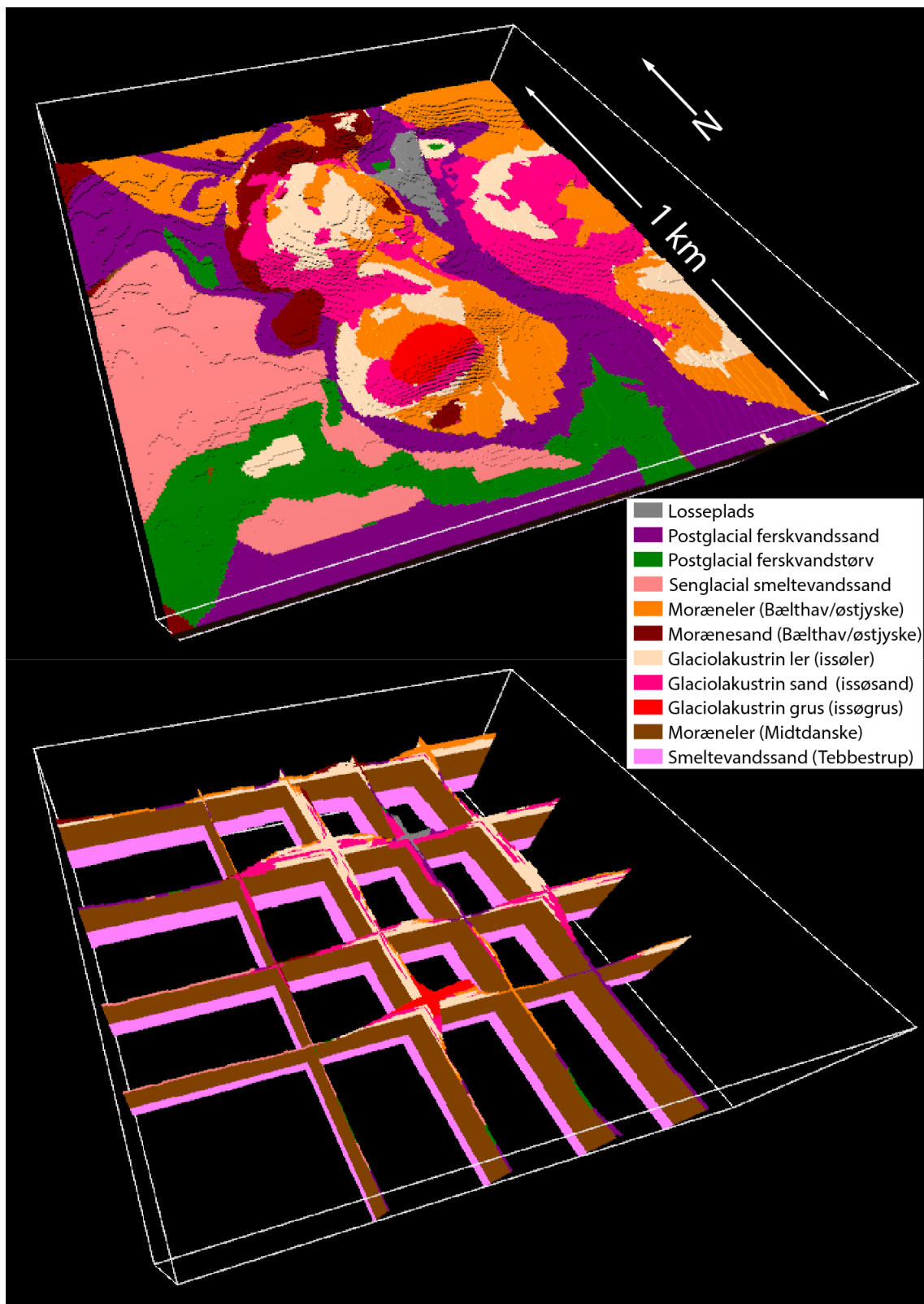
Figur 12: Modelsnit med angivelse af hvilke typer af data, som overvejende har bidraget med information i den geologiske modelleringsproces.

Den digitale geologiske model er præsenteret med et eksempel på et profilsnit gennem den geologiske model i Figur 13 og en lang række vertikale og horisontale snit gennem modellen i Bilag B.

Voxelmodellen (Figur 14) resulterer i en revideret opfattelse af de geologiske forhold i området ved Pillemark Losseplads. Den reviderede forståelse af dannelseshistorien, den detaljerede karakteristik af moræneleraflejringerne og de geofysiske kortlægninger har ført til, at morænelerslaget beliggende omkring kote 0–20 m modelleres som et sammenhængende og tykt lag. De sandede aflejringer, der overlejrer morænelerslaget er modelleret som usammenhængende geologiske enheder relateret til randen af issøbakkerne, hvor de indre dele er udfyldt med lerede aflejringer.



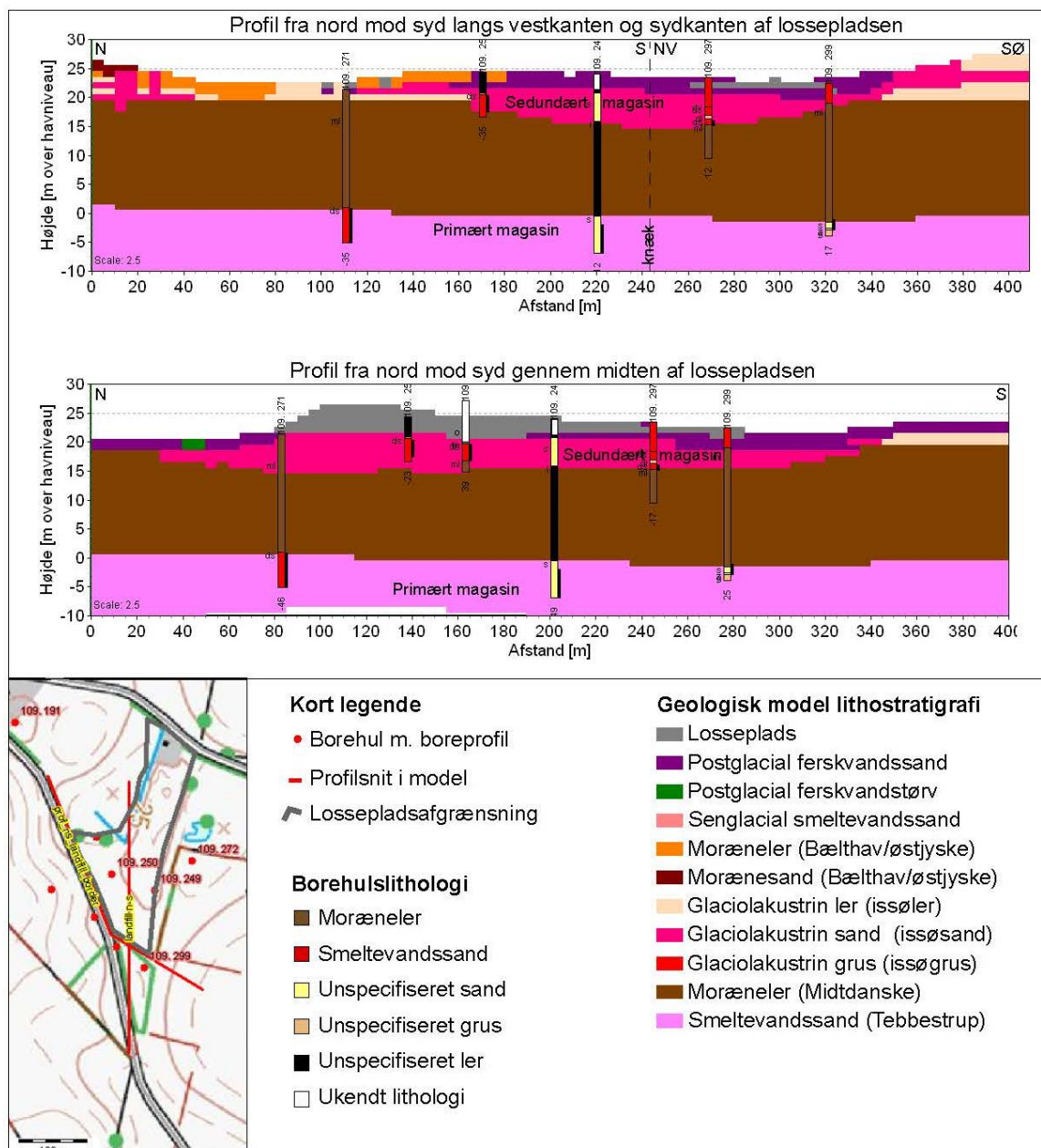
Figur 13: Resistivitets sektion fra det andet sydligste V-Ø-orienterede DCIP profil, V02 (øverst), samt et vertikalt snit gennem voxelmodellen og den øverste del af lagmodellen. Legenden for voxelmodellen kan ses i Figur 14. Lokalisering af DCIP V02 kan ses i Figur 6. I resistivitetssektionens profilafstand 390 m skæres profilet af et N-S-orienteret profil og det ses, at det N-S- orienterede profils lag er trukket op mod terræn pga. ækvivalens i begge modeller (se yderligere forklaring på ækvivalens i Bilag B).



Figur 14: Voxelmodellen for området omkring Pillemark Losseplads set fra oven og som vertikale snit gennem modellen.

4. Hydrogeologi og strømningsforhold

I dette kapitel er data om de hydrogeologiske forhold beskrevet og fortolket med henblik på at forstå grundvandsstrømningen omkring Pillemark Losseplads. Figur 15 viser en forenklet version af de geologiske og hydrogeologiske forhold for området ved Pillemark Losseplads udarbejdet på baggrund af geologien beskrevet i kapitel 3. De to betydende grundvandsmagasiner er det øvre sekundære magasin, som består af lakustrine aflejringer, samt det primære magasin bestående af smeltevandssand (Tebbestrup formationen).



Figur 15: Forenklede geologiske snit i området ved Pillemark Losseplads. På figuren er angivet de lag og magasiner, som bliver diskuteret i de følgende afsnit.

4.1 Hydraulisk ledningsevne og infiltration til det primære magasin

Infiltrationen til det primære magasin er påvirket af den hydrauliske gradient og den hydrauliske ledningsevne. Derfor blev den hydrauliske ledningsevne målt med slugtests i 9 boringer, samt beregnet ud fra kornstørrelsesfordelinger i dette projekt (bilag C).

Den geometriske middelværdi for den hydrauliske ledningsevne, variansen af den hydrauliske ledningsevne, $\sigma(\ln K)$ for de undersøgte geologiske lag er præsenteret i Tabel 2. Der kunne desværre ikke måles hydraulisk ledningsevne for alle geologiske lag, f.eks. morænelerslaget (Midtdanske). Dog tyder et højt indhold af fint materiale i morænelersprøverne på, at dette lag har karakter af en meget tæt ler uden sprækker (se også kapitel 3).

Den hydrauliske ledningsevne blev målt i boringer både i det primære og det sekundære magasin. Resultaterne i Tabel 2 viser, at den hydrauliske ledningsevne i det primære magasin er i størrelsesordenen 10 gange højere end ledningsevnen i det sekundære magasin (lakustrine sandlag). Der er dog relativt få målinger, men da variansen af den hydrauliske ledningsevne er relativ lille, vurderes det, at det er en reel forskel mellem de to magasiner i området tæt ved lossepladsen.

Tidligere vurderinger ud fra en prøvepumpning i boring 109.272 viste en transmissivitet på $1,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ (Århus Amt, 1999). Denne værdi kan opregnes til en hydraulisk ledningsevne på $1,9 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ under antagelse af en magasindybde svarende til filterlængden på 9 m. Dette er i god overensstemmelse med den målte hydrauliske ledningsevne bestemt ved slugtest.

Tabel 2: Hydraulisk ledningsevne ved Pillemark Losseplads bestemt ved forskellige metoder: Målt ved slugtest, beregnet på baggrund af kornstørrelsesfordelinger, bestemt ved modellering og fra litteraturen. (1) og (2) angiver to forskellige modelscenarier. P = primært magasin, S = sekundært magasin. Data er samlet i bilag C.

Geologisk lag	Magasin	Hydraulisk ledningsevne [m/s]	$\sigma(\ln K)$	Metode/reference
Smeltevandssand (Tebbestrup)	P	3,54E-04	0,3114	Slug test
		9,12E-04	-	3D-model
Lakustrinsand (issøsand)	S	3,02E-05	0,1673	Slug test
		3,02E-05	-	3D-model
Moræneler (Bælthav/østjyske)	-	1,7E-9		Beregnet fra infiltration (Rambøll & Hannemann 1990; 1988)
		1,0E-9		Regional model (Rambøll, 2012a)
		1,0E-08	-	3D-model (1)
		3,2E-09	-	3D-model (2)
Smeltevandssand (Postglacialt ferskvandssand)	S	3,02E-05	-	3D-model

Da den første afværgepumpning blev designet i 1988 og 1990 (Rambøll & Hannemann A/S, 1990; 1988), blev infiltrationen til det primære magasin vurderet til at være 55 mm/år. Fra denne vurdering kan den hydrauliske ledningsevne for moræneleren beregnes til $1,7 \cdot 10^{-9}$ m/s ud fra en simpel beregning med Darcy's lov. Dette er i god overensstemmelse med den hydrauliske ledningsevne på $1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s, som der er anvendt i den regionale grundvandsmodel for Sydsamsø (Rambøll, 2012a).

Der er opstillet en numerisk 3D-flowmodel i et kandidatspeciale på DTU Miljø (Chen, 2018), hvor den hydrauliske ledningsevne blev kalibreret i to forskellige scenarier, hvor nettoinfiltrationen blev sat til hhv. 175 mm/år (scenarie 1) og 73 mm/år (scenarie 2). Resultaterne vises ligeledes i Tabel 2. Fra den kalibrerede 3D-model (Chen, 2018) fås K-værdier på $1,0 \cdot 10^{-8}$ m/s og $3,2 \cdot 10^{-9}$ m/s for de to forskellige scenarier, hhv. 175 mm/år og 73 mm/år. Infiltrationen til det primære magasin bliver, iflg. modellen hhv. 160 mm/år og 53 mm/år.

Det vurderes umiddelbart, at den høje infiltration til det primære magasin er urealistisk på baggrund af den geologiske beskrivelse. Her tyder et højt indhold af fint materiale i morænelersprøverne på, at dette lag har karakter af en meget tæt ler uden sprækker (se også kapitel 3). Desværre kan modelkalibreringen ikke påvise, at det er tilfældet. Det skyldes sandsynligvis, at der ikke er tilstrækkelig god beskrivelse af strømningsforholdene i de sekundære og primære magasin, som det er diskuteret i næste afsnit.

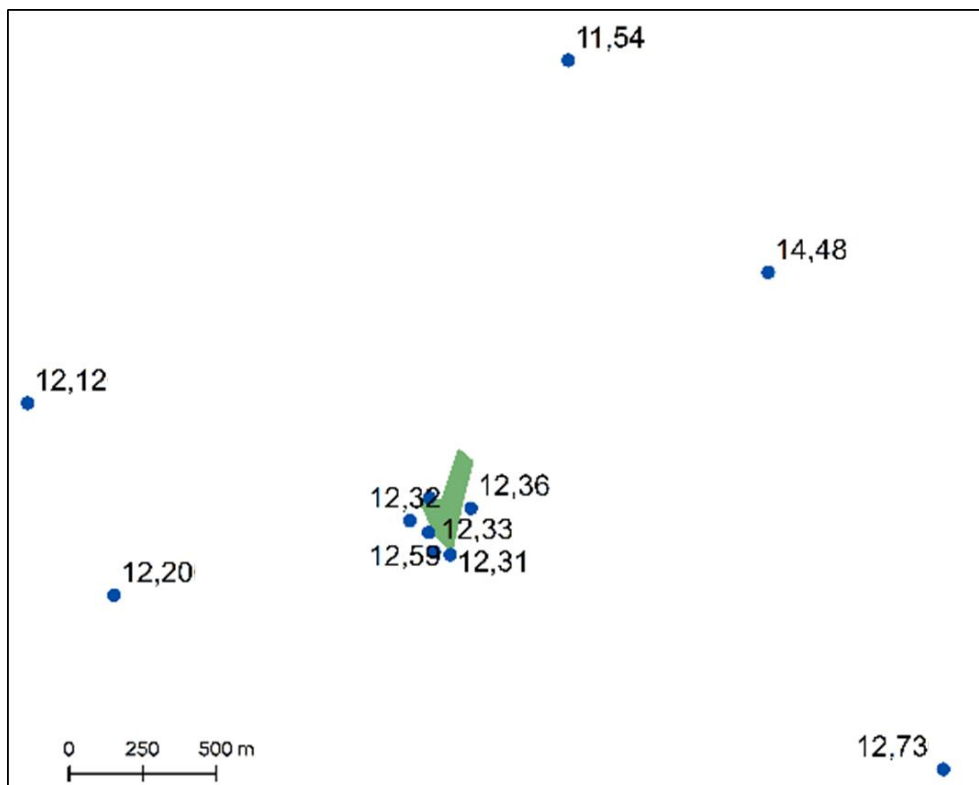
I beregninger af gennembrudstider til det primære magasin kan den høje hydrauliske ledningsevne og høje infiltration opfattes som et worst case scenarium (afsnit 6.1). I beregninger af forureningsflux til det primære magasin (afsnit 6.2) bruges begge K-værdier, for at give et indtryk af den resulterende forskel i forureningsflux, mens kun den lave K-værdi anvendes ved beregning af påvirkningen på det primære magasin.

4.2 Grundvandsstrømning i det primære magasin

Grundvandstanden i det primære magasin blev målt i juni 2016 ved Pillemark Losseplads (Figur 16). Målingerne er ikke omfattende nok til at etablere et komplet potentialekort med isokurver, men de antyder, at grundvandsstrømningen i området ved Pillemark Losseplads er fortrinsvis mod vest.

Denne strømning er påvirket af den regionale strømningsretning, som går fra den centrale del af øen mod havet og derfor mod vest i Pillemarkområdet. Strømningen er også påvirket af Hårmark vandværk, som ligger vest for lossepladsen. Kortet i Figur 16 inkluderer målingerne i boring 109.178 og 109.214, de to nærmeste af Hårmark vandværks boringer (de to punkter længst mod vest på kortet, se også Figur 1).

Potentialemålingerne for det primære magasin, som blev etableret i løbet af dette projekt, passer godt med det potentialekort, der blev etableret for Sydsamsø i 2012 (Rambøll, 2012a). Der er en del støj på målingerne nordøst for lossepladsen, og det kan ikke udelukkes, at disse målinger ikke repræsenterer det primære magasin. Ældre målinger i Århus Amt (1999a) viser på baggrund af tre boringer at strømningsretningen er mod vest-sydvest omkring lossepladsen.



Figur 16: Grundvandstand (m DVR90) i det primære magasin ved Pillemark Losseplads. Potentialedata blev indsamlet den 1. juni 2016.

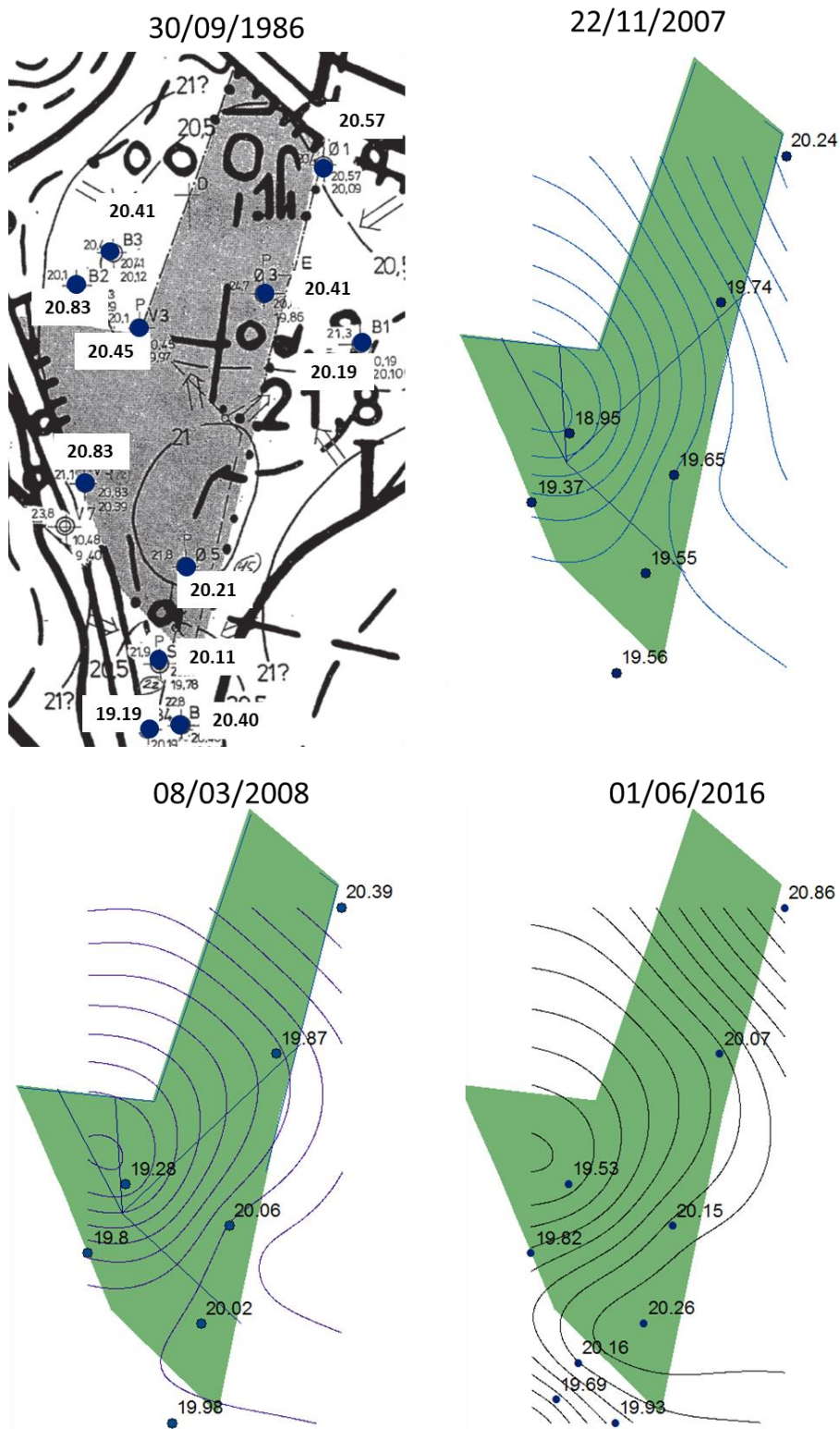
Det er vanskeligt at vurdere grundvandsstrømningen i det primære magasin under lossepladsen, da hverken den hydrauliske gradient eller hydrauliske ledningsevne er velbestemt. Ved brug af den numeriske 3D-model kan strømningen imidlertid simuleres, og herefter kan grundvandshastigheden langs en linje udtrækkes. Med en hydraulisk ledningsevne på $9,1 \cdot 10^{-4}$ m/s i det primære magasin bliver den simulerede porevandshastighed i intervallet 0,20-0,25 m/d, svarende til en darcyhastighed på ca. 25 m/år med en antaget porøsitet på $n = 0,3$. Til sammenligning bruger Rambøll (2012a) en hydraulisk ledningsevne på $5 \cdot 10^{-4}$ m/s.

4.3 Grundvandsstrømning i det sekundære magasin

I Figur 17 er potentialekortene vist for nærområdet ved lossepladsen på baggrund af de hydrauliske data samlet i dette projekt, samt for to historiske datasæt. Potentialekortene viser vandstand i det sekundære magasin før afværgepumpningen blev implementeret, samt fra tre forskellige tidspunkter og årstider, efter afværgepumpningen blev implementeret.

Grundvandsstrømningen i det sekundære magasin er meget påvirket af afværgepumpningen. I 1986 var der et område med høj grundvandstand i midten af lossepladsen. De andre tre potentialekort viser et område med lav grundvandsstand i midten af lossepladsen ved afværgepumpningen (DGU nr. 109.292). Derfor er grundvandsstrømningen i den nordlige del af lossepladsen rettet mod syd, hvorimod grundvandet strømmer mod nord i den sydlige del.

Der findes dog et område i den sydligste udkant af lossepladsen og nedstrøms, hvor grundvandet strømmer mod syd. Det indikerer, at afværgepumpningen ikke opsamler alt perkolatpåvirket grundvand i dette område. Dette diskuteres videre i sammenhæng med kemiske data. Lokalt i området er den hydrauliske gradient 18 promille, så med en hydraulisk ledningsevne fra Tabel 2 på $1,33 \cdot 10^{-4}$ m/s og en anslået porøsitet på 0,3 kan der estimeres en lokal grundvandshastighed på 252 m/år i dette område.



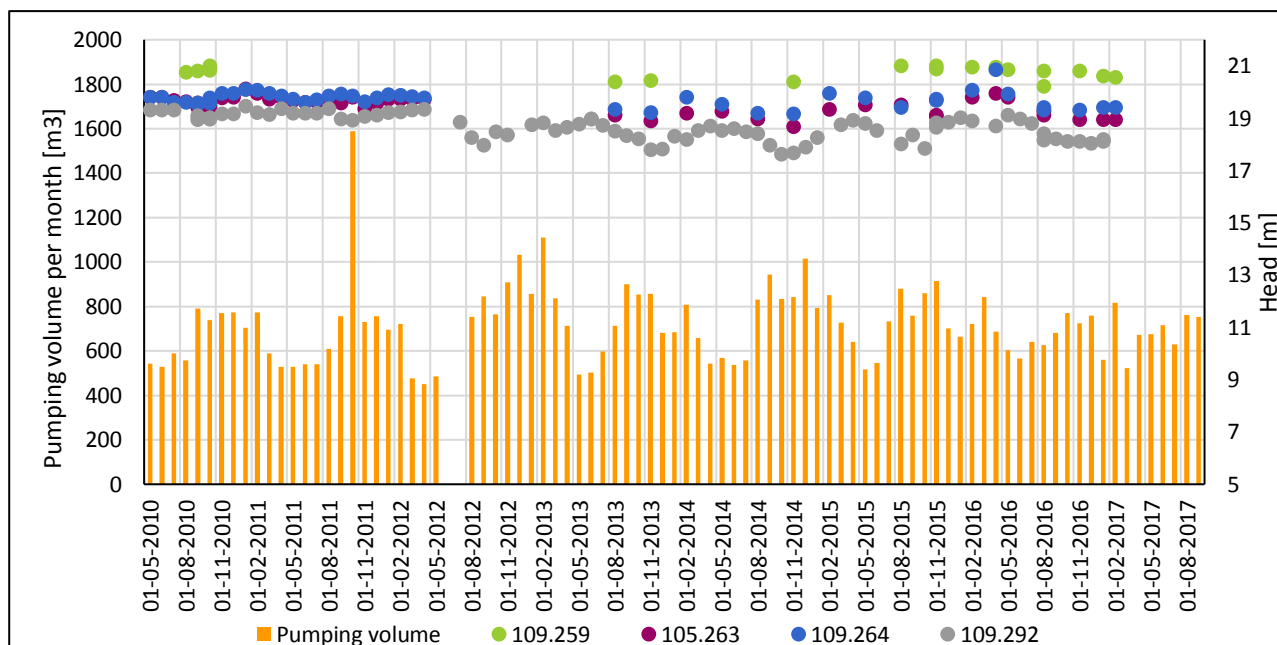
Figur 17: Potentialekort for det sekundære magasin ved Pillemark Losseplads. Vandstanden er pejlet før afværgepumpningen blev implementeret i september 1986, og efter afværgepumpningen blev implementeret (november 2007, marts 2008 og juni 2016). Figuren fra september 1986 er fra Rambøll & Hannemann A/S (1988).

4.4 Hydraulisk gradient mellem magasiner og relation til pumpning i området

I løbet af dette projekt blev 10 dataloggere installeret til at måle vandstandsændringer i det sekundære og primære magasin. Disse tidsserier blev suppleret med synkronpejlinger hver tredje måned, som i forskelligt omfang inddrog borer i området.

Variationen i potentialet for 3 borer i det sekundære magasin og pumpebrønden (DGU nr. 109.292) er vist i Figur 18. Der er en begrænset variation hen over året på omkring 1 m i det sekundære magasin. Pumpebrønden 109.292 udviser lidt større potentialeforskel.

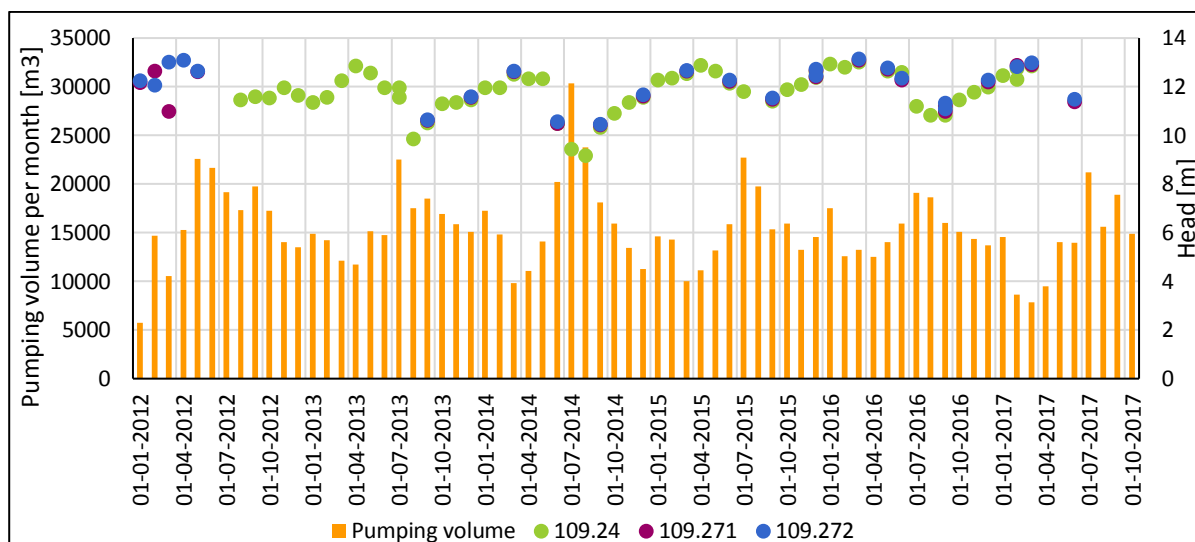
Pumpeydelsen af afværgepumpningen er også vist i Figur 18 for den samme periode. Afværgepumpningen svinger mellem ca. 0,6 m³ og 1 m³ med den største pumperate i vinterhalvåret. Ikke overraskende svinger potentialet i det øvre magasin i takt med oppumpningen.



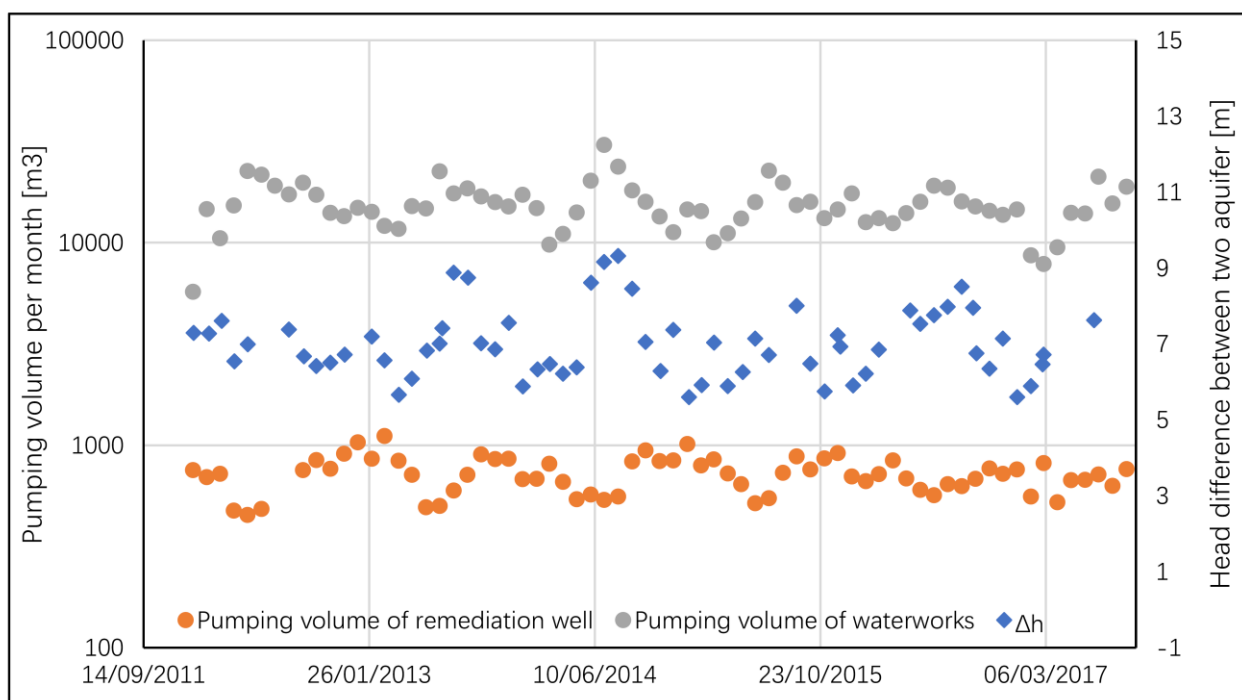
Figur 18: Variationen i potentialet for 4 borer i det sekundære magasin, samt oppumpningen i afværgeboringen (109.292) i perioden maj 2010 til oktober 2017.

Variationen i potentialet for 3 borer i det primære magasin er vist i Figur 19. Her er der en meget systematisk årstidsvariation, så det laveste potentiale måles i juli og august måned. På samme figur er vist vandværkets oppumpning hver måned. Der er en systematisk årstidsvariation med stigende oppumpning i perioden fra april til juli. I 2014 er den samlede oppumpning i juli mere end 30.000 m³ mod 10.000 m³ i marts. Pumperaten varierer mellem de 5 vandværksboringer fra ca. 3 m³/time til 5,5 m³/time, mens den samlede oppumpning i gennemsnit er 22 m³/time.

Potentialeforskellen mellem det sekundære og det primære magasin ved lossepladsen er vist i Figur 20 for perioden 2011-2017 sammen med oppumpningen i afværgeboringen og vandværksboringerne. Potentialeforskellen mellem de to magasiner er ca. 7 m i gennemsnit, men den svinger op til 3 m i løbet af den undersøgte periode. Variationen er tilsyneladende især påvirket af ydelsen på borerne ved Hårmark vandværk. Den hydrauliske gradient og den samlede pumperate følges næsten synkront. Disse udsving har en væsentlig betydning i forhold til den vertikale hydrauliske gradient mellem de to magasiner og derfor for infiltrationen til det primære magasin.



Figur 19: Variationen i potentialet for 3 boringer i det primære magasin, samt den samlede oppumpning ved Hårmark vandværk i perioden januar 2012 til oktober 2017.



Figur 20: Oppumpning på Hårmark vandværk og ved afværgepumpningen på Pillemark Losseplads fra april 2007 til december 2017. Potentialeforskellen mellem det primære og sekundære magasin ved Pillemark Losseplads er angivet fra samme periode.

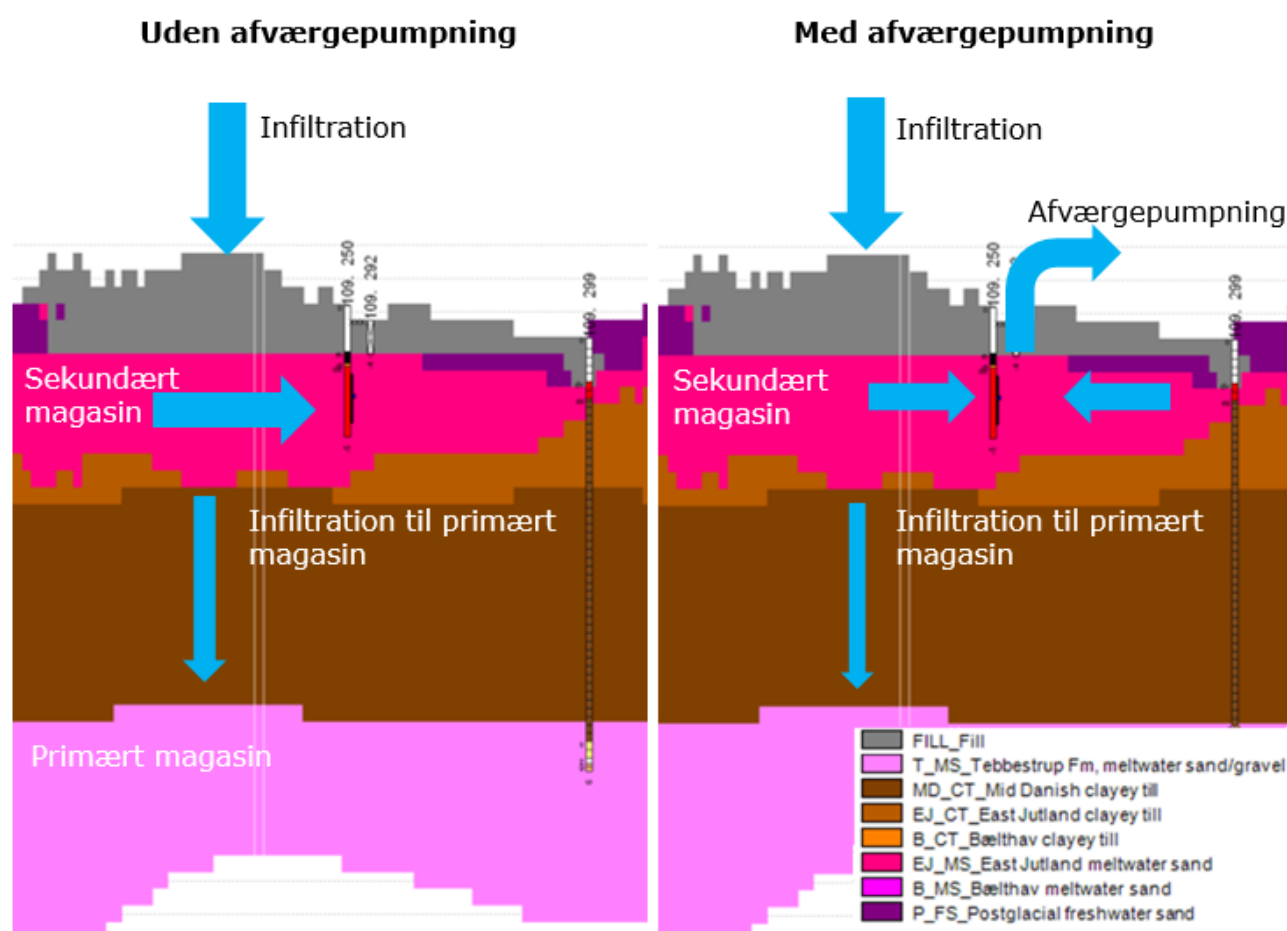
4.5 Konceptuel model for de hydrauliske forhold ved Pillemark Losseplads

For at opsummere resultaterne i dette afsnit og sætte en overordnet ramme for de følgende afsnit er der i Figur 21 vist en simpel hydraulisk/hydrogeologisk model med de væsentligste bidrag til vandbalancen for Pillemark Losseplads.

Mellem juni 2010 og oktober 2017 er gennemsnitsnedbøren ca. 657 mm/år. Nettonedbøren i området er estimeret til at være mellem ca. 90 og 175 mm/år (Rambøll, 2012b) og i grundvandsmodellen for Sydsamsø er der anvendt en nettonedbør på 175 mm/år. Dette svarer fint til estimatet for perkolatdannelsen på 130 mm/år, da det første afværgeanlæg blev designet i 1988 (Rambøll & Hannemann A|S, 1988). I den lokale numeriske model for lossepladsen anvendes en perkolatdannelse i samme størrelsesorden.

I dag oppumpes der 0,96 m³/t ved afværgepumpningen svarende til 8400 m³/år. Ved en simpel antagelse om, at drænene opsamler vand fra hele lossepladsens areal (28500 m²) og ikke trækker grundvand ind fra siderne, svarer det til, at der opsamles ca. 300 mm/år. Der oppumpes altså mindst dobbelt så meget vand, som der infiltreres i lossepladsen ved denne forsimplede beregning.

Nedsivningen gennem morænelerslaget til det primære magasin er en afgørende parameter for risikovurderingen. Desværre er denne ikke særlig velbestemt, som tidligere diskuteret. Vi har i de følgende beregninger i kapitel 6 valgt at anvende de to forskellige K-værdier, som er kalibreret ved den lokale numeriske model (Tabel 2) for at belyse effekten af denne usikkerhed på resultaterne.



Figur 21: Konceptuelle modeller af de hydrauliske forhold ved Pillemark Losseplads uden og med afværgepumpning. Pilene angiver de væsentligste bidrag til vandbalancen.

5. Perkolatkarakterisering og udsivning

I forbindelse med dette projekt blev grundvandskemi og forurening undersøgt i forskellige borer og filtre i det primære og sekundære magasin. Undersøgelserne forløb mellem juni 2015 og juni 2017 i 4 feltkampagner. I dette kapitel er data præsenteret og sammenlignet med de historiske data.

Der bliver udtaget vandprøver fra en række borer hver 3. år, samt hvert år fra centerbrønden 109.292 som led i den løbende monitorering. Sådanne prøver blev udtaget i 2015. I analyseprogrammet af prøver fra pumpebrønden (109.292) indgår uorganiske stoffer og en række miljøfremmede organiske stoffer, bl.a. benzinstoffer (benzen, toluen, ethylbenzen, xylener, BTEX'er), chlorerede opløsningsmidler (bl.a. chlorerede ethener og nedbrydningsprodukter), pesticider og phenoler. I øvrige borer indgår også kulbrinter og chlorphenoler, men ikke chlorerede opløsningsmidler.

De seneste prøvetagningsrunder i 2016 og 2017 er udført i forbindelse med GEOCON-projektet, og står uden for den løbende monitorering. I analyserne fra 2016 og 2017 er der ikke medtaget chlorerede opløsningsmidler, da de aldrig er fundet i nævneværdige koncentrationer. BTEX'erne er også udeladt, da koncentrationerne i pumpebrønden (109.292) er relativt lave.

Overfladevand i området blev også undersøgt. Der blev udtaget vandprøver fra Hårmark mose, Eskemose og Dallebækken, der alle ligger nedstrøms lossepladsen. Figur 22 viser placeringen af moserne og Dallebækken i forhold til Pillemark Losseplads.



Figur 22 Kort over området nedstrøms Pillemark Losseplads (blå polygon). Placeringen af Hårmark mose (rød cirkel), Eskemosen (rød cirkel) og Dallebækken (rød linje) er markeret.

Værdierne i Tabel 3 viser de laveste og de højeste koncentrationer i det sekundære magasin, i det primære magasin, i brønd 2 og i overfladevand. Brønd 2 opsamler vandet fra drænene i den nordlige del af pladsen, før vandet ledes ud til moserne og Dallebækken. Derfor er koncentrationerne i brønd 2 adskilt fra de andre koncentrationer i det sekundære magasin.

Tabel 3: Uorganiske stoffer og miljøfremmede organiske stoffer analyseret ved Pillemark Losseplads i det primære magasin, i det sekundære magasin, i udløbssystemet (Brønd 2) og i overfladevand. Tallene viser koncentrationer af vandprøver udtaget 10-11. maj 2016.

	Enhed	Sekundært magasin	Primært magasin	Brønd 2	Overfladevand
Temperatur	C	10,3-12,2	10,6-11,7	14,4	10,3-14
pH	pH	6,68-7,3	7,13-7,4	7,29	7,74-8,69
Inddampningsrest	mg/l	230-1200	450-540	610	n.a.
Konduktivitet	mS/m	81-225	67,5-73,1	89,1	80,9-88,6
NVOC	mg/l	3,1-33	1,8-3,7	14	11,0-13,0
Uorganiske stoffer					
Ammonium	mg/l	<0,005-94	0,19-0,82	2,2	0,066-1,6
Nitrit	mg/l	<0,001-0,53	<0,001	0,48	0,15-0,44
Nitrat	mg/l	<0,3-25	<0,3-1	24	23-44
Total-P	mg/l	0,033-1,1	0,14-0,25	0,1	0,063-0,23
Chlorid	mg/l	16-100	39-47	50	46-51
Fluorid	mg/l	0,083-0,22	0,34-0,5	0,24	0,15-0,21
Sulfat	mg/l	11,0-95	19-100	60	64-66
Hydrogencarbonat	mg/l	357-1260	305-365	407	324-378
Calcium (Ca)	mg/l	42-260	88-110	140	130-150
Jern (Fe)	mg/l	<0,01-16	1,9-3,2	0,37	0,08-0,24
Kalium (K)	mg/l	1,0-100	2-3,5	14	10,0-11,0
Magnesium (Mg)	mg/l	2,6-31	13-16	11	11,0-12,0
Mangan (Mn)	mg/l	<0,005-22	0,11-0,15	0,14	0,077-0,18
Natrium (Na)	mg/l	9,3-68	21-33	27	25
Nikkel (Ni)	µg/l	1,7-4,5	<0,3-1,9	3,1	2,6-3,1
Phenoler					
Phenol	µg/l	<0,05-0,82	<0,05	<0,05	<0,05
2-methylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
3-methylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
4-methylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,3-dimethylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,4-dimethylphenol	µg/l	<0,02-0,13	<0,02	<0,02	<0,02
2,5-dimethylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,6-dimethylphenol	µg/l	<0,02-0,18	<0,02	<0,02	<0,02
3,4-dimethylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
3,5-dimethylphenol	µg/l	<0,02-0,31	<0,02	<0,02	<0,02
Chlorphenoler					
Pentachlorphenol	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
2,4-dichlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,6-dichlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,3,4,6-tetrachlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
4-chlor-2-methylphenol	µg/l	<0,01-0,71	<0,01	<0,01	<0,02
6-chlor-2-methylphenol	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02

Pesticider					
2,4-D	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	µg/l	<0,01-0,12	<0,01	0,022	<0,02-0,015
4-CPP	µg/l	<0,01-17	<0,01	0,64	0,016-0,53
4-nitrophenol	µg/l	<0,01	<0,01-0,017	<0,01	<0,02
AMPA	µg/l	<0,01	<0,01	0,03	0,083-0,12
Atrazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Bentazon	µg/l	<0,01-0,15	<0,01	0,026	<0,01-0,017
Chloridazone	µg/l	<0,01-0,13	<0,01	<0,01	<0,01
Chloridazon-desphenyl	µg/l	<0,02-0,12	<0,02	0,13	0,029-0,033
Desethyl-atrazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Desethyl-terbutylazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Desisopropyl-atrazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dichlobenil	µg/l	<0,01-0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Dichlorprop (2,4-DP)	µg/l	<0,01-0,12	<0,01	<0,01	<0,01
Dinoseb	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Glyphosat	µg/l	<0,01-1	<0,01	<0,01	<0,02-0,082
Hexazinon	µg/l	<0,01-0,012	<0,01	<0,01	<0,01
Hydroxyatrazin	µg/l	<0,01-0,18	<0,01	<0,01	<0,01
Isoproturon	µg/l	<0,01-0,032	<0,01	<0,01	<0,01
MCPA	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01-0,019
Mechlorprop (MCP)	µg/l	<0,01-4,4	<0,01	<0,01	0,014-0,25
Metribuzin-desamino-diketo	µg/l	<0,01-0,038	<0,01	<0,01	<0,01
Metribuzin-diketo	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Simazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Terbutylazine	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

5.1 Perkolatkvalitet under lossepladsen

Koncentrationen af organisk stof (NVOC) er ca. 40 mg/l i afværgeboringen 2015-2017, hvilket er en typisk koncentration for en ældre losseplads med blandet affald. De højeste koncentrationer af NVOC findes omkring boring 109.261. Ældre data for forholdet mellem biologisk iltforbrug (BI5) og kemisk iltforbrug (COD) fra Århus Amt (1999) tyder på, at lossepladsen er i den methanogene fase. Redoxforholdene i grundvandet under lossepladsen er generelt jernreducerende og i visse områder sulfatreducerende. Der er ikke analyseret for metan.

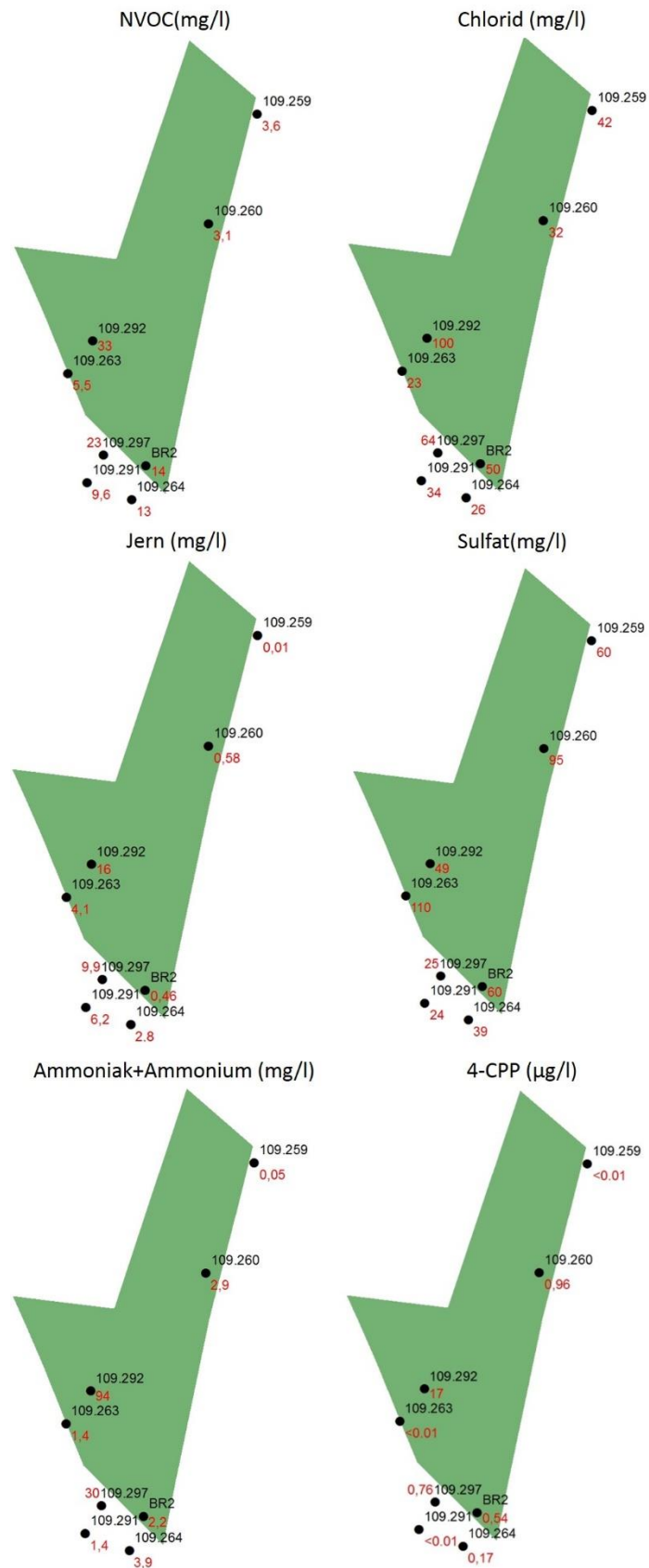
Som vist i Tabel 3, er koncentrationerne højest i det sekundære magasin. I Figur 23 er koncentrationerne af jern, chlorid, ammonium og 4-CPP fra det sekundære magasin vist på et oversigtskort for området ved lossepladsen. Koncentrationerne er målt i maj 2016.

Boring 109.259 ligger nordøst (opstrøms) for lossepladsen, og den kan anses for at repræsentere baggrundskoncentrationerne i det sekundære magasin. Koncentrationerne af jern og ammonium er alle højere i borerne inde i lossepladsen end i 109.259. 4-CPP er ikke konstateret over detektionsgrænsen i 109.259.

4-CPP er et formodet nedbrydningsprodukt fra dichlorprop eller en urenhed i moderstoffet (Reitzel et al., 2004). Det er det pesticid, som er målt i de højeste koncentrationer (Tabel 3) og er derfor medtaget på Figur 23. Andre pesticider eller nedbrydningsprodukter fundet i forholdsvis høje koncentrationer er MCPP (op til 4,4 µg/l), 4-chlor-2-methylphenol og glyphosat.

Koncentrationer i de nyeste målinger er højest ved afværgepumpningen (pumpebrønden 109.292). Ammonium er op til 1600 gange højere end baggrundskoncentrationen og 4-CPP er også fundet i koncentrationer på 1700 gange højere end baggrundskoncentrationen. Det samme ses for de øvrige pesticider og de fleste uorganiske stoffer. Tidligere målinger har vist høje koncentrationer af de samme stoffer omkring boring 109.261.

BTEX'erne er som nævnt ikke medtaget i de seneste målinger. I 2015 var koncentrationen af xylener 37 µg/l i 109.261, mens koncentrationerne i 109.292 var under 1 µg/l. De øvrige BTEX'er er alle til stede i lavere koncentrationer, og samlet set tyder det på en forholdsvis lokal forekomst af benzinstoffer i lossepladsens sydøstlige del.



Figur 23: Koncentrationerne af NVOC, chlorid, jern, sulfat, ammonium+ammoniak og 4-CPP i det sekundære magasin. Vandprøverne er udtaget 10-11 maj 2016. De sorte tal viser boringernes DGU-nr.

5.2 Grundvandsforurening af øvre grundvand nedstrøms lossepladsen

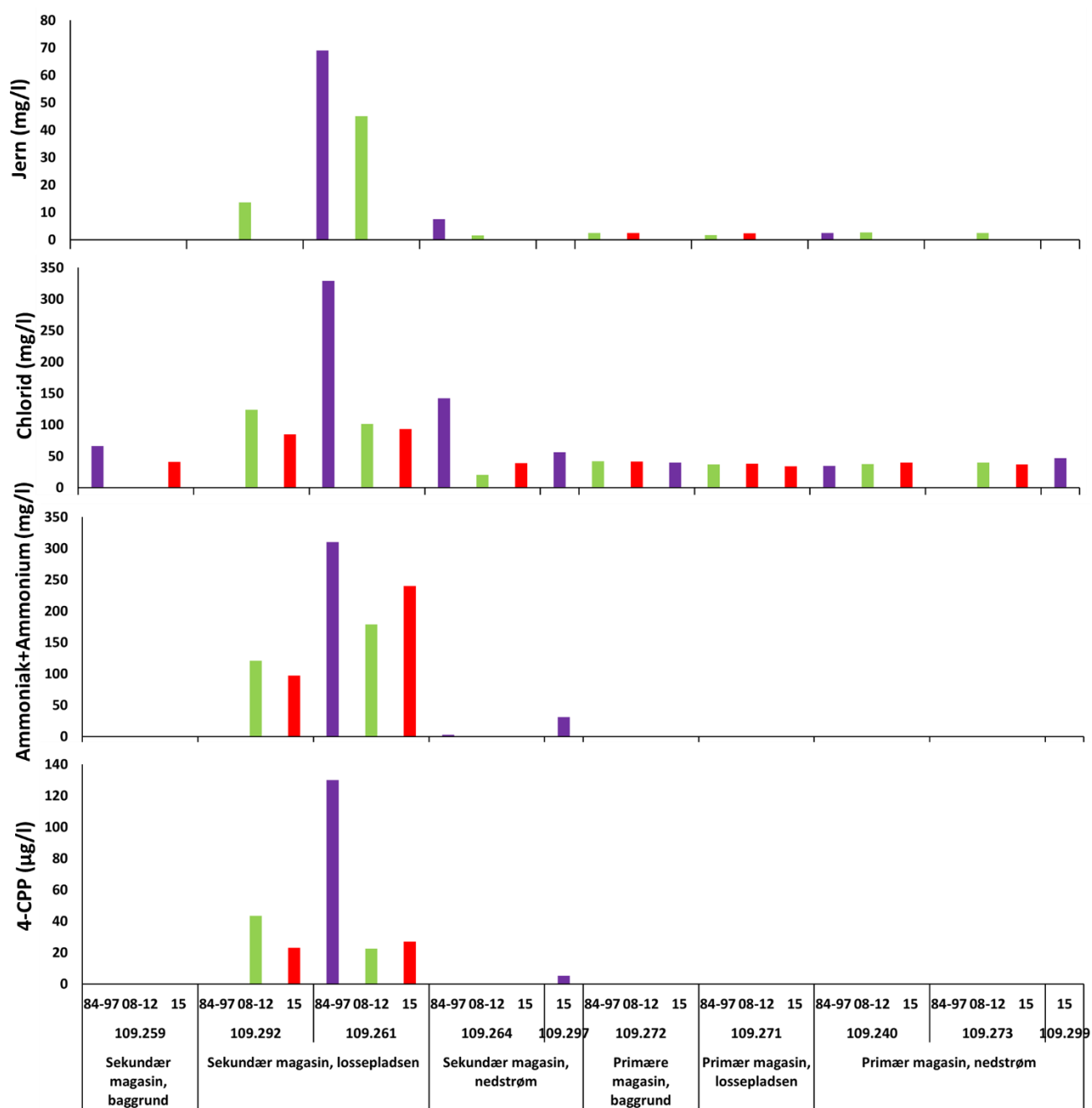
Nedstrøms for lossepladsen er koncentrationer målt mod vest (boring 102.263) og mod syd (boring 109.297, 109.291, 109.264). Redoxforholdene er reducerede med moderat til høje koncentrationer af jern. Sulfat forekommer, mens nitratkoncentrationerne er lave. Samlet set er der jernreducerende forhold.

Vest for lossepladsen (boring 109.263) findes ikke koncentrationer af jern og ammonium højere end baggrundskoncentrationerne, og der er heller ikke fundet 4-CPP. De højeste koncentrationer af jern, chlorid, ammonium, og 4-CPP er fundet syd for lossepladsen i det sekundære magasin (Figur 23, boring 109.264 og 109.297, og Figur 24, boring 109.261, 109.264 og 109.297). Retningen af grundvandsstrømningen mod syd og sydvest (se afsnit 4.3), kan forklare disse høje koncentrationer. BTEX'er observeres ikke nedstrøms pladsen i 2015, men der er tidligere fundet bl.a. xylener i boring 109.264.

Selvom afværgepumpningen ikke har vendt den hydrauliske gradient i disse områder, har den påvirket koncentrationerne i den sydlige del af lossepladsen. Figur 24 viser, at koncentrationerne af chlorid i 109.264, kun er 1/3 del af koncentrationen 1989-1992. Der er desværre ikke historiske målinger af andre stoffer i den samme boring, men generelt er niveauet i koncentrationerne lavere i dag end før afværgepumpningen startede (se fx også boring 109.261).

Det er ikke alle borerne i den sydlige af lossepladsen som indeholder høje koncentrationer. For eksempel er der ikke fundet pesticider i boring 109.291. Den komplekse geologi og udbredelsen af det sekundære magasin kan måske forklare forskellen mellem borerne i det sekundære magasin.

Der er gjort fund af chlorphenoler, som kan relateres til nedbrydning af 4-CPP og MCP (Reitzel et al., 2004). Koncentrationerne er dog meget lave, så det kan ikke dokumenteres, om det er nedbrydningsprodukter eller urenheder i moderstofferne. Chen (2018) rapporterer, at der er sket en relativ stigning af 4-chlor-2-methylphenol i forhold til MCP, hvilket tyder på dannelse af nedbrydningsproduktet. Det er overraskende, at der ikke er fundet dichlorprop, som kan være et moderstof til 4-CPP.



Figur 24: Den historiske udvikling af koncentrationerne af jern, chlorid, ammoniak+ammonium, og 4-CPP for udvalgte borer. X-aksen viser årstal grupperet, så perioden 1984-1997 er før afværgepumpningen, perioden 2008-2012 er efter afværgepumpningen og perioden 2015 beskriver forholdene i dag. Placeringen af borerne kan findes på Figur 2.

5.3 Vandkvalitet af overfladevand

I 1990-erne var de forhøjede koncentrationer af jern og ammonium og påvirkningen af nedstrøms moseområder den største bekymring. Det var derfor den primære årsag til at afværgepumpningen blev etableret (Rambøll og Hannemann, 1988).

I de nye undersøgelser har der også været lagt vægt på at belyse påvirkningen med pesticider. I begge tilfælde kompliceres disse vurderinger af, at lossepladsen ikke er den eneste kilde til jern, ammonium og pesticider. Der anvendes ammonium og pesticider på de omkringliggende arealer og jern forekommer naturligt i jord og grundvand.

I Tabel 4 og Figur 25 er udvalgte resultater for de kemiske analyser i overfladevand opsummeret. Efter en forespørgsel fra Danmarks Naturfredningsforening var det planen at medtage en række pyrethroider i sidste analyserunde. Grundet høje omkostninger og lang leveringstid samt at der ingen mistanke var om deponering af pyrethroider, blev der kun målt for pyrethroid-enkeltstoffet deltamethrin. Resultaterne for deltamethrin i februar 2017 i Brønd 2, Eskemosen og Dallebækken viste alle koncentrationer under detektionsgrænsen.

Brønd 2 repræsenterer primært vand fra området uden for lossepladsen omkring den nordlige af pladsen (se afsnit 2.3), så den burde i princippet være upåvirket af lossepladsen. Det ser dog ikke ud til at være tilfældet, da der er forhøjet ammonium og også fund af 4-CPP. Årsagen kan være, at drænet, der delvist består af cementrør af ældre dato, ikke er helt tætte, og dermed også opsamler vand fra lossepladsen.

Der er ikke noget entydigt billede af aftrykket fra lossepladsen på de nedstrøms moser og Dallebækken. Vandkvaliteten i Eskemosen ligner på mange måder brønd 2 (dog lavere koncentrationer) for både ammonium og pesticider, mens koncentrationerne i Hårmark mose og Dallebækken tydeligvis er meget lavere end i Eskemosen. Vandprøverne fra Eskemosen viser reducerede forhold, og der kan måske ses en svag påvirkning med kalium og chlorid.

Glyphosat findes kun i Hårmark mose og Dallebækken, så på trods af, at det også findes ved lossepladsen, er der ikke en tydelig kobling til lossepladsen. Omvendt tyder fundene af 4-CPP på en vis kontakt med vand fra lossepladsen i både Eskemose, Hårmark mose og Dallebækken.

De lavere koncentrationer i Dallebækken i forhold til Eskemosen passer fint med den længere afstand og deraf større fortynding inden udsivning. Det er også fundet lavere koncentrationer i Hårmark mose.

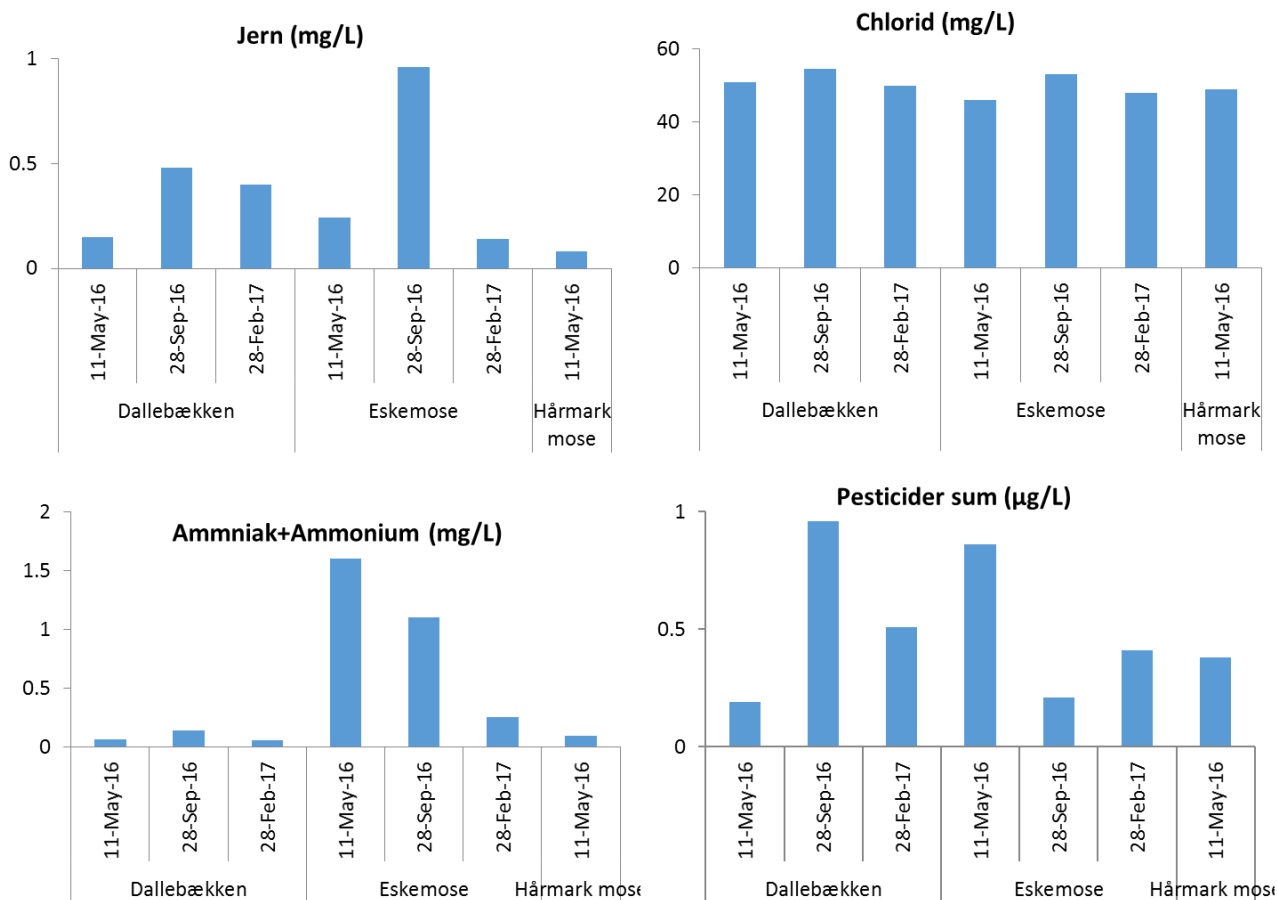
I forhold til tidligere undersøgelser af moserne og Dallebækken er det svært at sammenligne ammoniumkoncentrationerne i dag med de gamle målinger før afværgepumpningen startede. Det skyldes bl.a., at der i 1988 var en påvirkning fra spildevand af de samme områder fra Pillemark og Hårmark (Rambøll & Hannemann A/S, 1988). Der er ikke historiske målinger af pesticider i overfladevand.

Samlet set er kontakten mellem brønd 2 og drænsystem og moser nedstrøms lossepladsen ikke velbelyst. Det kan således ikke afgøres, om transportvejen er direkte gennem drænsystemet fra Brønd 2 og/eller udsivning fra det sekundære magasin til moserne.

Tabel 4: Koncentrationer af uorganiske og organiske stoffer i afværgepumpning (109.292), brønd 2, Eskemose, Hårmark mose og Dallebækken. Vandprøverne blev udtaget den 10-11. maj 2016.

	Enhed	109.292	Brønd 2	Eskemose	Hårmark mose	Dallebækken
Temperatur	°C	11,6	14,4	10,3	14	13,6
pH	pH	7	7,29	7,74	8,12	8,69
Inddampningsrest	mg/l	1200	610	610	550	570
Konduktivitet (Ledningsevne)	mS/m	225	89,1	88,6	83,3	80,9
NVOC	mg/l	33	14	11	13	13,00
Uorganiske stoffer						
Ammonium	mg/l	94	2,2	1,6	0,093	0,066
Nitrit	mg/l	<0,001	0,48	0,44	2,6	0,15
Nitrat	mg/l	0,5	24	44	23	38
Total-P	mg/l	1,1	0,1	0,063	0,23	0,17
Chlorid	mg/l	100	50	46	49	51
Fluorid	mg/l	0,22	0,24	0,15	0,2	0,21
Sulfat	mg/l	49	60	66	64	65
Hydrogencarbonat	mg/l	1260	407	378	367	324
Calcium (Ca)	mg/l	220	140	150	140	130
Jern (Fe)	mg/l	16	0,37	0,24	0,08	0,15
Kalium (K)	mg/l	100	14	10	11	11,00
Magnesium (Mg)	mg/l	31	11	12	12	11,00
Mangan (Mn)	mg/l	0,85	0,14	0,18	0,034	0,077
Natrium (Na)	mg/l	68	27	25	25	25
Nikkel (Ni)	µg/l	3,4	3,1	2,6	2,6	3,1
Phenoler						
Phenol	µg/l	0,82	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
2-methylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
3-methylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
4-methylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,3-dimethylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,4-dimethylphenol	µg/l	0,13	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,5-dimethylphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,6-dimethylphenol	µg/l	0,16	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
3,4-dimethylphenol	µg/l	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
3,5-dimethylphenol	µg/l	0,31	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Chlorphenoler						
Pentachlorphenol	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
2,4-dichlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,6-dichlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
2,3,4,6-tetrachlorphenol	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
4-chlor-2-methylphenol	µg/l	0,67	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
6-chlor-2-methylphenol	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Pesticider						
2,4-D	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	µg/l	0,12	0,022	0,012	0,015	0,022
4-CPP	µg/l	17	0,64	0,53	0,055	0,016
4-nitrophenol	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
AMPA	µg/l	<0,01	0,03	0,017	0,12	0,083
Atrazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Bentazon	µg/l	0,15	0,026	0,017	0,012	<0,01
Chloridazone	µg/l	0,13	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chloridazon-desphenyl	µg/l	0,11	0,13	0,033	0,029	0,031
Desethyl-atrazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Desethyl-terbutylazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Desisopropyl-atrazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dichlobenil	µg/l	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dichlorprop (2,4-DP)	µg/l	0,12	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dinoseb	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Glyphosat	µg/l	1	<0,01	<0,01	0,082	0,042
Hexazinon	µg/l	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Hydroxyatrazin	µg/l	0,18	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Isoproturon	µg/l	0,032	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
MCPA	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	0,019	<0,01
Mechlorprop (MCP)	µg/l	4,4	<0,01	0,25	0,043	0,014
Metribuzin-desamino-diketo	µg/l	0,038	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Metribuzin-diketo	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Simazin	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Terbutylazine	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01



Figur 25: Koncentrationen af jern, chlorid, ammonium og pesticider i overfladevand. Placeringen af de to moseområder og Dallebækken er vist på Figur 22.

5.4 Vurdering af grundvandskvalitet i primært magasin

I det primære magasin viser de kemiske analyser (Tabel 3; udvalgte parametre i Figur 26), at der ikke findes forhøjede koncentrationer af uorganiske stoffer eller miljøfremmede organiske stoffer i de undersøgte borerne.

Organisk stof og de uorganiske stoffer udviser kun en meget begrænset variation mellem borerne (Tabel 4 og Figur 26). Der er heller ikke nogen tydelig udvikling over tid for chlorid (Figur 24) eller andre lossepladsparametre. Nogle få borer har fund af NVOC større end 5 mg/l. Det drejer sig bl.a. om boring 109.240, hvor der er fundet 14 mg/l NVOC, hvilket er klart over det typiske niveau i området (3-5 mg NVOC/l). I samme periode er der fundet meget høje koncentrationer af NVOC i boring 109.271 (251 mg NVOC/l), hvilket tyder på en målefejl, så det er svært at se, hvorvidt NVOC reelt har været lossepladspåvirket i denne periode. 109.291 har i perioden 2015-2017 svinget mellem 7.3-12, som kan indikere, at boringen er perkolatpåvirket. Det understøttes dog ikke af andre lossepladsparametre.

Sulfat er klart lavere i borerne 109.240 (16-19 mg/l) og 109.299 (19-25 mg/l) end i de øvrige borer (109.271, 109.272 og 109.273, 40-100 mg/l) i det primære magasin. Det er også interessant at 109.271 udviser en faldende koncentration i sulfat fra 80-90 mg/l omkring år 2000 til 40-50 mg/l i 2015-2017. 109.299 er nyetableret i GEOCON projektet, så der er ikke historiske data på denne boring. Det kan måske tolkes som

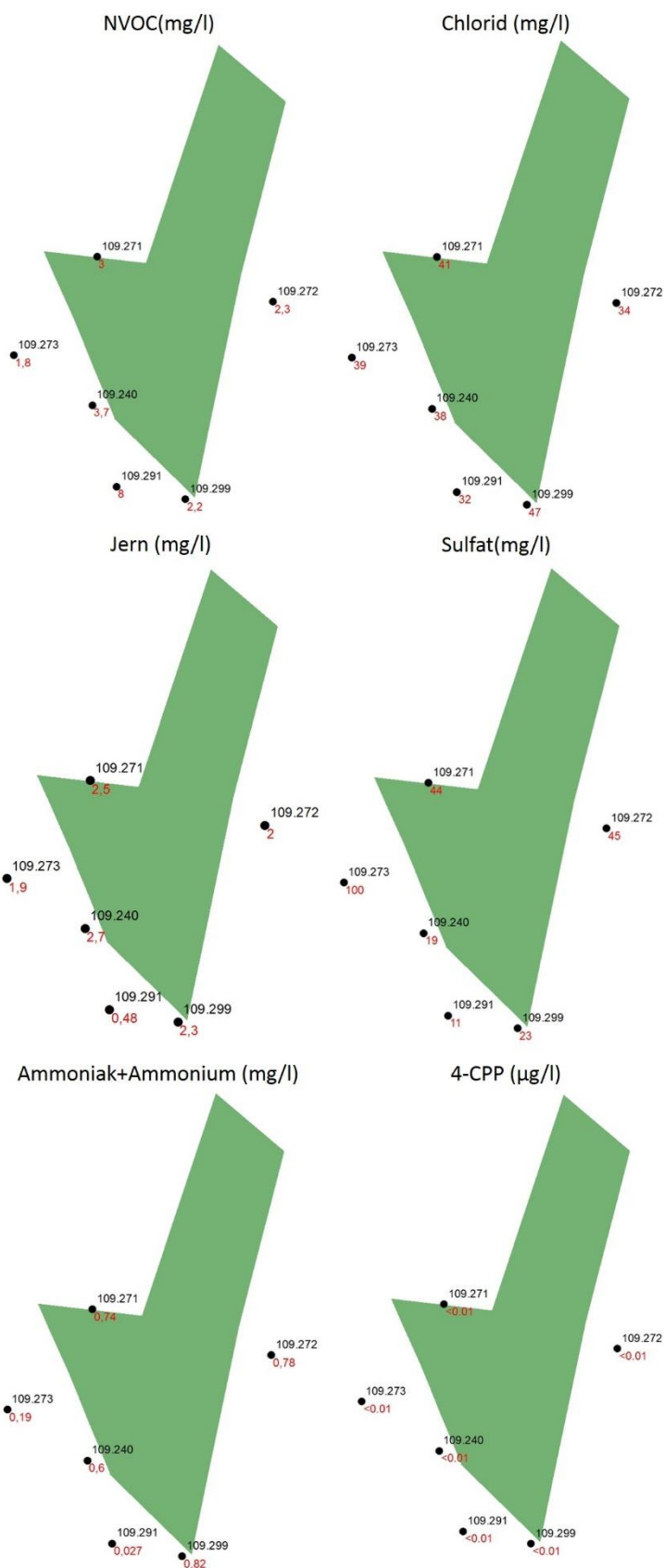
infiltration af perkolatforurennet grundvand, da der i visse boringer i det øvre magasin er fundet lave sulfatkoncentrationer.

Tabel 3 viser, at der kun findes ét pesticid i en boring i det primære magasin med koncentrationerne højere end detektionsgrænsen. Pesticidet er 4-nitrophenol og koncentrationen er 0,017 µg/l. Dog findes 4-nitrophenol ikke i det sekundære magasin og derfor kommer stoffet sandsynligvis ikke fra Pillemark Losseplads.

De nye data er konsistente med de historiske data, bortset fra enkelte observationer i 1998 på 0,064 µg/l 4-CPP i boring 109.273 og 0,089 µg/l i boring 109.273.

Der er i Århus Amt (1999a) rapporteret fund af m/p-xylen i op til 1,3 µg/l i boring 109.240, og der findes også m/p-xylen i boring 109.271 i 2002 (Århus Amt, 2002). Senere målinger bekræfter disse fund i 109.240, men koncentrationerne er siden faldet. 109.240 er ikke analyseret for BTEX'er siden 2007, hvor koncentrationen af xylener var 0,07 µg/l. Der er ikke fundet BTEX'er i 109.271 siden 2002.

I monitoringsrunden i 2015 er kun én boring i det primære magasin, 109.272, analyseret for BTEX'er. Ingen af de fire stoffer er påvist over detektionsgrænsen. Denne boring er imidlertid placeret øst for lossepladsen. Samme år er der fundet op til 37 µg/L xylener i det sekundære magasin i boring 109.261, der er placeret i den sydøstlige del af lossepladsen. Boringer i det primære magasin i den sydøstlige del af pladsen synes derfor mere passende mht. analyse for BTEX'er fremover.

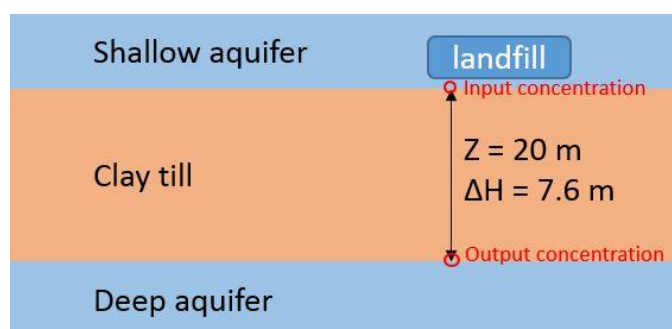


Figur 26: Koncentrationer af NVOC, chlorid, jern, sulfat, ammoniak+amonium og 4-CPP i det primære magasin. Vandprøverne er udtaget 10-11 maj 2016. De sorte tal viser boringernes DGU-nr.

6. Samspil mellem hydrauliske forhold og forureningsspredning

6.1 Tidslig vurdering af nedsivning til primære magasin

Den vertikale transport af forureningsstoffer gennem lerlaget kan simuleres vha. regnearket DTU V1D (Chambon et al., 2009; Miljøstyrelsen, 2015). Modellen foreligger i forskellige versioner, der er tilpasset forskellige typer kilder (tidsbegrænset/konstant) samt forskellig geologi (ler med/uden sprækker). Til risikovurdering af Pillemark Losseplads mht. det dybe magasin vælges en konstant kilde. Lerlaget har en mægtighed i intervallet 15-22 m i det undersøgte område. Til modellen vælges værdien 20 m. Da lerlaget sandsynligvis er afsat som én moræneaflejring vurderes det ikke, at sprækketransport er særligt betydende. Derfor vælges en model uden sprækker. Figur 27 viser en konceptuel model for lerlaget mellem det øvre og det nedre magasin.



Figur 27: Konceptuel model for vertikal transport af forureningsstoffer fra det øvre magasin til det dybe magasin.

Chen (2018) finder, at transport ved diffusion vil være langt langsommere end ved advektion. Systemet anses derfor at være domineret af advektion, og diffusion medtages ikke i modellen.

Der udvælges fem forskellige stoffer til simulering, som alle er observeret i det sekundære magasin:

- Chlorid forekommer i koncentrationer op til 450 mg/L i det sekundære magasin.
- Ammonium, NH_4^+ , findes i koncentrationer op til 464 mg/L.
- Phenoxysyrepesticider og nedbrydningsprodukter/urenheder: MCPP, 4-chloro-2-methylphenol og 4-CPP. Disse stoffer overstiger grænseværdierne for pesticider/nedbrydningsprodukter i det sekundære magasin med koncentrationer på hhv. 13 $\mu\text{g/L}$, 3,4 $\mu\text{g/L}$ og 92 $\mu\text{g/L}$.

For at foretage en konservativ vurdering antages det, at stofferne ikke nedbrydes under transport gennem moræneleren. Som input-koncentration til modellen anvendes den højeste observerede koncentration i det sekundære magasin.

Da chlorid hverken nedbrydes eller sorberer til sediment, kan det betragtes som et konservativt stof. Retardationsfaktoren, R , sættes derfor til 1 svarende til ingen retardation.

Ammonium forventes derimod at sorbere til lerpartiklerne med kationbytning som den dominerende mekanisme (Buss et al., 2004). Kjeldsen og Christensen (1984) målte relativ transporthastighed for bl.a. ammonium i forskellige jorde. Omregnet til R ligger resultaterne i intervallet 1,28-3,3, hvor de mere lerede jorde giver højere retardation. Dette er i overensstemmelse med andre studier, hvor fordelingskoefficienten K_d , der kan bruges til at beregne R , viste sig at variere lineært med lerindholdet (Griffin et al., 1976; Thornton et al., 2001). I Kjeldsen og Christensens studie lå indholdet af partikler $<63 \mu\text{m}$ på omkring 20 % i den mest lerholdige prøve. I prøver fra moræneleren ved Pillemark Losseplads ligger indholdet af partikler $<63 \mu\text{m}$ noget højere, 50-60 %. Hermed kunne R egentlig forventes at være højere end det interval, der blev observeret af Kjeldsen

og Christensen (1984). For at foretage en konservativ estimering af transporttiden gennem leren, sættes R for ammonium imidlertid til værdien 3.

Phenoxysyrepesticidet MCPP (mecoprop) er et polært organisk molekyle. Se strukturen i Tabel 5. Det har en høj vandopløselighed på 620 mg/L (DTU Food, 2018), og vil sandsynligvis ikke være tilbøjelig til at sorbere til organisk kulstof. Derimod kan sorption til lerminerale være mere betydende (Buss et al., 2006), specielt i aflejringer som moræneler, der typisk har et relativt lavt indhold af organisk kulstof, men et højt indhold af lerpartikler. Da MCPP har en dissociationskonstant (pK_a) på 3,1, vil stoffet imidlertid primært være på anion-form ved pH 6,5-8, som det er målt ved Pillemark. Lerpartiklerne har negative ladninger på overfladen, så MCPP vil frastødes (Stumm, 1992). Således er det tvivlsomt om MCPP vil sorbere til moræneleren i nogen særlig grad, da hverken organisk kulstof eller lerpartikler bidrager væsentligt.

Der foreligger estimeringer af K_d -værdier for MCPP i forskellige sedimenter. Helweg (1993) bestemte K_d til 0,07-0,2 L/kg i sandet lerjord og sandet jord. Kolonneforsøg med sand fra grundvands-magasinet ved Vejen, Danmark, gav en K_d -værdi for MCPP på 0,00-0,04 L/kg (Tuxen et al., 2000). Injektionsforsøg i samme magasin kunne ikke måle nogen retardation for MCPP (Broholm et al., 2001). Det tyder hermed på, at retardationsfaktoren ligger meget lavt for sandede sedimenter, men muligvis en smule højere for lerjord.

Anvendes den laveste værdi i Helwegs (1993) interval fås en R -værdi på 1,4. Til sammenligning bliver R beregnet fra K_{ow} -værdien med Piwoni og Banerjee (1989) 4,7, altså noget højere. Piwoni's formel er uafhængig af indholdet af organisk kulstof, f_{oc} , men tager ikke højde for sorption af ioniserede stoffer. Således er 1,4 et konservativt bud på en retardationsfaktor for MCPP.

4-chloro-2-methylphenol er et nedbrydningsprodukt af MCPP (Reitzel et al., 2004; Buss et al., 2006). Det er et noget mindre molekyle, der har en endnu højere vandopløselighed end moderstoffet: 4000 mg/L (DTU Food, 2018). pK_a -værdien ligger på 9,6 (se Tabel 5), hvorfor den neutrale form vil dominere i grundvandet ved Pillemark. Derfor vurderes formelen fra Piwoni og Banerjee (1989) at være passende til estimering af R , der herved bliver 2,4.

4-CPP er et formodet nedbrydningsprodukt af og/eller urenhed i phenoxysyrepesticidet dichlorprop. Dets struktur har fælles træk med MCPP, se Tabel 5. Vandopløseligheden er 1470 mg/L (DTU Food), mens pK_a -værdien er estimeret til 3,1, ligesom MCPP. Dermed vurderes 4-CPPs sorptionsegenskaber i moræneler at ligne MCPPs, og R -værdien i modellen sættes til 1,4. Dette er næsten identisk med den R -værdi på 1,5, der fås ved brug af Piwoni og Banerjee's formel.

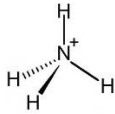
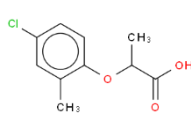
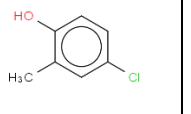
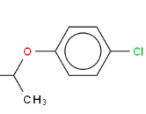
Den hydrauliske konduktivitet, K , for morænelerslaget er som tidligere diskuteret i kapitel 4 ikke velbestemt. Fra den kalibrerede 3D-model (Chen, 2018) fås de to værdier $1,0 \cdot 10^{-8}$ m/s og $3,2 \cdot 10^{-9}$ m/s fra to forskellige nedbørsscenarier, hhv. 175 mm/år og 73 mm/år. Infiltrationen til det primære magasin bliver, iflg. modellen hhv. 160 mm/år og 53 mm/år.

I 1D-modellen sættes K for moræneler til $1 \cdot 10^{-8}$ m/s, som må betegnes som worst case. Effekten af at anvende en lavere K -værdi vil være et senere gennembrud, da gennembrudstiden er proportional med K -værdien. Koncentrationen i det nedsivende vand vil ikke påvirkes af K -værdien, men den samlede vand og forureningsflux er proportional med K -værdien (se afsnit 6.2).

Potentialeforskellen på 7,6 m er beregnet som gennemsnittet af potentialeforskellen mellem det øvre magasin og det dybe magasin fra pejledata i ved lossepladsen i perioden 2012-2017. Den vertikale gradient er bestemt ved at dividere lerlagets tykkelse med potentialeforskellen.

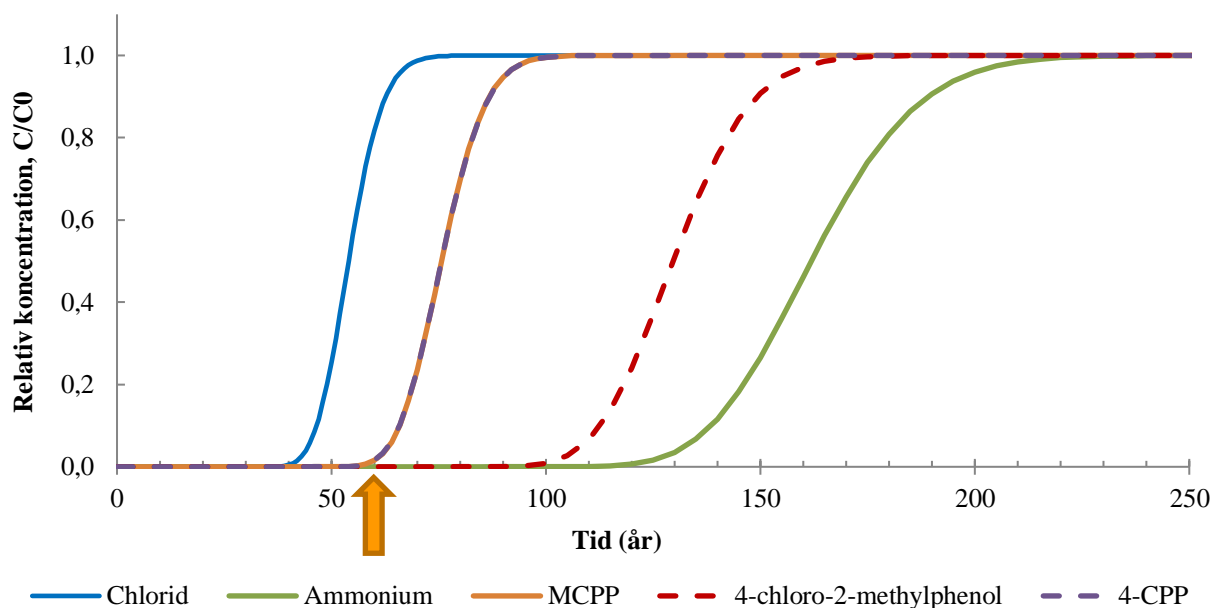
Udvalgte stofegenskaber, inputparametre og resultater fra 1D transportmodellen vises i Tabel 5. De modellerede gennembrudskurver vises endvidere i Figur 28.

Tabel 5: Stofegenskaber samt resultater fra 1D transportmodel med $K = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s for moræneler. (*) QSAR database, DTU Food. (**) Helweg (1993). †Der eksisterer ikke et grundvandskvalitetskriterium, så den højst tilladelige værdi i drikkevand er anvendt i stedet.

	Chlorid	Ammonium	MCP	4-chloro-2-methylphenol	4-CPP
CAS-nr.			93-65-2	1570-64-5	3307-39-9
Struktur	Cl^-				
pK _a (*)	-	9,4	3,1	9,6	3,1
Log(K _{ow}) (*)	-	-	3,2	2,78	2,31
Konc., øvre magasin	450 mg/L	464 mg/L	13 µg/L	3,4 µg/L	92 µg/L
Grundvands-kvalitetskriterium	250 mg/L [†]	0,05 mg/L [†]	0,1 µg/L	0,1 µg/L	0,1 µg/L
R	1	3	1,4 (**)	2,4	1,4
Fuldt gennembrud (år)	71	255	102	155	110

Chlorid transporteres hurtigst igennem lerlaget. Iflg. modelberegningerne er der fuldt gennembrud efter ca. 71 år. MCP og 4-CPP transporteres lidt langsommere, og bryder igennem efter hhv. 102 og 110 år. For 4-chloro-2-methylphenol er tiden til gennembrud ca. 155 år, mens ammonium, der transporteres langsomst, først har fuldt gennembrud efter 255 år (Figur 28). Der vil dog gå kortere tid, før stofferne overskrider kvalitetskriterierne.

Som tidligere beskrevet blev der deponeret affald på Pillemark Losseplads i perioden fra ca. 1958-1988, dvs. pladsen har en alder på omtrent 60 år i 2018 (orange pil i Figur 28). Med en worst case K-værdi på $1 \cdot 10^{-8}$ m/s for morænelerslaget tyder resultaterne på, at der allerede er næsten fuldt gennembrud af chlorid, samt begyndende gennembrud af MCP og 4-CPP i det primære magasin under Pillemark Losseplads. Med en K-værdi på $3,2 \cdot 10^{-9}$ m/s ville gennembrudstidspunktet derimod først være 3 gange senere, dvs. omkring 200 år efter pladsens etablering i chlorids tilfælde. Gennembruddet for de øvrige stoffer vil tilsvarende ske meget senere.



Figur 28 Modellerede gennembrudskurver gennem morænelerslaget for to uorganiske stoffer og tre pesticider/ nedbrydningsprodukter. Der er anvendt en worst case K-værdi på $1 \cdot 10^{-8}$ m/s. Orange pil markerer lossepladsens omtrentlige nuværende alder (i år 2018).

6.2 Vurdering af forureningsflux

En betydelig mængde forurening fjernes fra det sekundære magasin via afværgesystemet. Denne mængde forureningsstoffer forhindres hermed i at sprede sig til andre dele af systemet, såsom overfladevand eller det primære magasin. Forureningsfluxen ud af systemet gennem oppumpning samt til hhv. det sekundære og primære magasin beregnes i dette afsnit.

Den gennemsnitlige oppumpningsrate fra pumpebrønden 109.292, der opsamler vandet fra de fire drænstreng, er $0,96 \text{ m}^3/\text{t}$. Der beregnes en forureningsflux for ammonium, chlorid, NVOC og 4-CPP, hvis koncentrationer i pumpebrønden er angivet i Tabel 4. Resultaterne er vist i Tabel 6.

Der er ikke udført beregninger for pesticidet MCPP og nedbrydningsproduktet 4-chloro-2-methylphenol, da koncentrationerne for disse to stoffer er meget lavere end for 4-CPP. MCPP har samme egenskaber som 4-CPP (se afsnit 6.1) og 4-chloro-2-methylphenol vil være mindre mobil, så 4-CPP repræsenterer dermed worst case for pesticider og nedbrydningsprodukter med hensyn til mobilitet og koncentrationer.

Tabel 6: Beregnet årlig forureningsflux fra oppumpning gennem afværgesystem på baggrund af koncentrationer målt i maj 2016. Den årlige oppumpning er estimeret til 8410 m³/år.

	Koncentration (109.292)	Forureningsflux
Ammonium	16 mg/L	791 kg/år
Chlorid	100 mg/L	841 kg/år
NVOC	33 mg/L	278 kg/år
4-CPP	17 µg/L	140 g/år

Fluxen af chlorid er højst med 841 kg/år, mens fluxen af 4-CPP ligger på 140 g/år. Beregningen for den oppumpede flux er generelt forholdsvist pålidelig, da såvel koncentration som vandmængde kendes.

Forureningsfluxen til det sekundære magasin, dvs. mod syd, kan estimeres ved at bruge koncentrationen i boring 109.297, der ligger syd for lossepladsen og er filtersat i det primære magasin. Se evt. Figur 23 for forureningskoncentrationer. Bredden af sydsiden af lossepladsen er ca. 50 m og dybden af smeltevandssedimentet er omtrent 2 m. Darcy hastigheden kan beregnes som $v = K \cdot i$, hvor K er $1,33 \cdot 10^{-4}$ m/s (kornstørrelsesfordeling) og i sættes til 0,018 (fra potentialekort, Figur 17). Hermed fås en Darcy hastighed på 75 m/år, og grundvandsfluxen fra lossepladsen mod syd ud i det sekundære magasin bliver 7.500 m³/år. Koncentrationerne af ammonium, chlorid, NVOC og 4-CPP i boring 109.297 samt den beregnede flux er angivet i Tabel 7.

Tabel 7: Beregnet årlig forureningsflux fra lossepladsen til det sekundære magasin på baggrund af koncentrationer målt i maj 2016.

	Koncentration (109.297)	Forureningsflux
Ammonium	30 mg/L	226 kg/år
Chlorid	64 mg/L	483 kg/år
NVOC	23 mg/L	174 kg/år
4-CPP	0,76 µg/L	6 g/år

Ifølge beregningerne for fluxen fra lossepladsen mod syd er forureningsfluxen af chlorid igen størst, men dog lavere end for oppumpningen. Fluxen af pesticidet 4-CPP er langt mindre i det sekundære magasin end i den oppumpede del. Den væsentligste usikkerhed i disse beregninger er, hvor stor strømningen mod syd i det sekundære magasin reelt er. Som det også fremgår af potentialekortet (Figur 17), er det usikkert, hvordan vandet strømmer, og det er sandsynligt, at oppumpningen 'fanger' en stor del af vandet. I modelsimuleringer af afværgesystemet vist i Figur 5 er der ikke en klar sydlig strømning, og Chen (2018) simulerer heller ingen strømning mod syd.

En lignende fluxberegning kan laves fra det øvre til det nedre magasin, dvs. gennem morænelerslaget. Til estimering af den årlige infiltration benyttes lossepladsens areal, 28500 m² (Grontmij | Carl Bro, 2007).

Infiltrationen gennem moræneleren er valgt på baggrund af 3D-modellen: $v = 0,160 \text{ m/år}$ ($K = 1,0 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$) og $v = 0,053 \text{ m/år}$ ($K = 3,20 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$) (Chen 2018). Disse rater ligger på samme niveau som den tidligere rapporterede på 55 mm/år (Rambøll & Hannemann, 1988) og overslagsberegningen på 110 mm/år . Se evt. afsnit 4.5. Der fås en samlet infiltration fra lossepladsen til det primære magasin på hhv. $4560 \text{ m}^3/\text{år}$ og $1511 \text{ m}^3/\text{år}$.

For koncentrationen anvendes for hvert stof en midlet værdi for borerne 109.259, 109.260, 109.261 og 109.292, der er fordelt ud over pladsen og alle er prøvetaget i perioden 2011-2016. Hvor flere resultater fra perioden foreligger, anvendes den højeste værdi for et forholdsvist konservativt estimat.

Forureningsfluxen beregnes gennem leren ved brug af vandfluxen og stofkoncentrationen. Der sammenlignes med den oppumpede flux. Resultaterne vises i Tabel 8.

Tabel 8: Beregnet årlig forureningsflux til det primære magasin sammenlignet med den oppumpede forureningsflux. Der er angivet resultater for begge scenarier for K i moræner: Scenarie 1: $K = 1,05 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$, scenarie 2: $K = 3,20 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$.

Scenarie 1			
	Koncentration (midlet)	Beregnet flux gennem ler	Oppumpet flux
Ammonium	92 mg/L	418 kg/år	791 kg/år
Chlorid	80 mg/L	364 kg/år	841 kg/år
NVOC	31 mg/L	140 kg/år	278 kg/år
4-CPP	23 µg/L	105 g/år	140 g/år
Scenarie 2			
	Koncentration (midlet)	Beregnet flux gennem ler	Oppumpet flux
Ammonium	92 mg/L	139 kg/år	791 kg/år
Chlorid	80 mg/L	120 kg/år	841 kg/år
NVOC	31 mg/L	46 kg/år	278 kg/år
4-CPP	23 µg/L	35 g/år	140 g/år

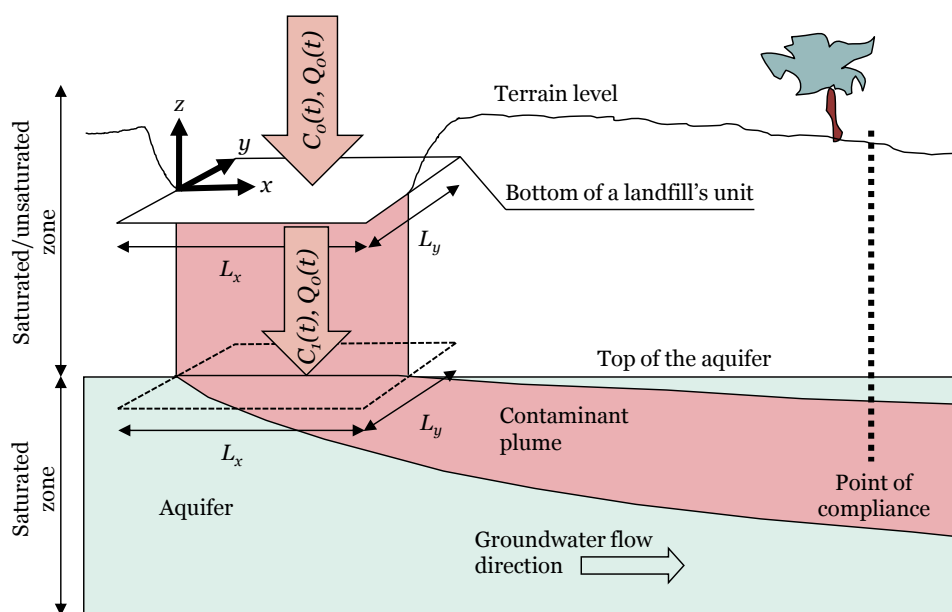
Det ses, at afværgepumpningen fjerner en stor del forurening, der muligvis ellers ville nedsive til det primære magasin. Kemiske data fra boring 109.297 syd for pladsen tyder på, at noget forurening under de nuværende omstændigheder 'undslipper' og strømmer mod syd via det øvre magasin. Strømningsretningen og gradienten er her nøglen til at forstå interaktionen med det sekundære magasin, og ingen af disse er pt. velbestemte. Det gælder også mht. at forudsige, hvordan systemet ville reagere, hvis afværgepumpningen blev permanent indstillet. Perkolatet fra lossepladsen skulle i så fald strømme ad to veje: Nedad gennem morænen og/eller mod syd/vest via det sekundære magasin. Infiltrationen gennem morænen ville sandsynligvis blive større end den er nu, grundet den højere vertikale gradient pga. stigning af vandstand i fylde/det sekundære magasin.

Forureningsfluxene gennem morænen ligger i intervallet 35 g/år til 139 kg/år for de fire undersøgte stoffer. Til sammenligning er forureningsfluxen fra Risby losseplads, som har en lignende geologi, til det underliggende magasin vurderet til 1418 kg/år for chlorid, 175 kg/år for NVOC og 18 kg/år for ammonium (Thomsen, 2012). Fluxen fra Pilemark Losseplads er lavere for chlorid, i samme niveau for NVOC og væsentligt højere for ammonium.

6.3 Vurdering af fortynding i primært magasin

Ved 1D-modelleringen beregnes kun den teoretiske gennembrudstid, og der tages ikke højde for fortynding i det primære magasin. Som beskrevet i kapitel 5 observeres der ikke tydelig forureningspåvirkning af borer i det primære magasin, selvom der er tegn på sporadiske gennembrud og sulfat udviser et markant fald i to borer. Årsagen kan muligvis være fortynding af perkolatet, hvilket diskuteres i det følgende afsnit.

Modelleringsværktøjet GrundRisk landfill benyttes til at beregne forureningsfanens fortynding efter opblanding i det primære magasin. GrundRisk landfill kan inkludere både vertikal og horisontal transport, som vist i Figur 29 (Miljøstyrelsen, under publikation). I dette tilfælde svarer den vertikale transport til nedsivning gennem morænen, mens den horisontale transport beskriver transporten fra lossepladsen til 'Point of Compliance', POC. Denne sættes til 100 m, der er en standard værdi for risikovurdering af forurenede grundes påvirkning af grundvandet.



Figur 29: Konceptuel model for GrundRisk landfill, Model A - single unit (Miljøstyrelsen, under publikation).

GrundRisk landfill beregner den maksimale koncentration 100 m nedstrøms kilden over et 2 m-filter, der placeres i fanens kerne. Det skal bemærkes, at modellen ikke tager højde for det volumen vand, der nedsiver fra lossepladsen, men udelukkende forureningsmassen, der nedsiver fra lossepladsen og blandes op i det primære magasin. Dette kan muligvis føre til overestimering af koncentrationen ved POC, eftersom et volumen vand 'mangler' i beregningen.

Modellen køres for fire stoffer: Chlorid, ammonium, NVOC og 4-CPP. MCPP og 4-chloro-2-methylphenol er ikke medtaget, som det er diskuteret i afsnit 6.2. De fleste modelparametre er fælles for alle stoffer, dog med undtagelse af retardationsfaktoren, R , der skal defineres for hvert stof både for den vertikale transport (moræne) og den horisontale transport (primært magasin). Til den vertikale transport benyttes værdierne vist i Tabel 5 for chlorid, ammonium og 4-CPP.

Modellen inkluderer ikke nogen baggrundskoncentration i det vand, fanen opblandes i. Derfor beregnes inputkoncentrationer ved at trække den formodede baggrundskoncentration fra perkolat-koncentrationerne, der også blev brugt til beregning af forureningsfluxen gennem moræneleren (Tabel 8). Begge værdier samt den resulterende inputkoncentration til modellen er opstillet i Tabel 10. Der antages konstant koncentration

over tid. Strømningsforholdene fra 3D-modellens scenarie 2 anvendes, dvs. vandfluxen gennem morænen sættes til 1511 m³/år.

Under den horisontale transport forventes chlorid også at opføre sig konservativt, hvorfor R igen sættes til 1. Tuxen et al. (2000) målte K_d-værdien for MCPP i sediment fra et drikkevandsmagasin til 0,00-0,04 L/kg. Stoffet ligner 4-CPP i struktur, og de forventes derfor at opføre sig nogenlunde ens. Benyttes 0,04 L/kg giver det en R-værdi på 1,25. Iflg. Kjeldsen et al. (1984) rapporteres den relative hastighed for ammonium i sand til 0,5-0,8 i litteraturen, dvs. mindre retarderet end i lerholdige sedimenter. Med 0,8 fås en R-værdi på 1,25 for ammonium i det primære magasin. NVOC vurderes generelt ikke at sorbere stærkt til sediment i drikkevandsmagasiner, hvor der rapporteres relative hastigheder i intervallet 0,7-1,0 fra kolonneforsøg (Christensen et al., 2001), svarende til R-værdier på 1-1,4. For højere kontinuitet sættes R for NVOC til 1,25 i begge modeller, ligesom ammonium og 4-CPP i den horisontale model.

Tabel 9: Parametre til modellering med GrundRisk landfill for fire forskellige stoffer. Der anvendes Strømningsscenarie 2 hvor $K = 3,20 \cdot 10^{-9}$ m/s, og dermed fås en vandflux, $Q = 1511$ m³/år.

	Parameter		Enhed	Stof	Værdi
Dimensioner	Lx	Kildelængde	m		90
	Ly	Kildebredde	m		330
	Q	Vandflux	m ³ /år		1511
Vertikal model				Chlorid	1
				Ammonium	3
				NVOC	1,25
				4-CPP	1,4
	R	Retardationsfaktor	-		
	k	Nedbrydningskonstant	d ⁻¹		0
	z	Morænenytkkelse	m		20
	n	Porøsitet	-		0,3
Horisontal model	POC	Afstand til POC	m		100
	b	Magasintykkelse	m		15
	v	Grundvandshastighed	m/d		27,4/365
	k	Nedbrydningskonstant	d ⁻¹		0
	n	Porøsitet	-		0,3
	α _l	Longitudinal dispersivitet	m		1,0
	α _t	Transversal dispersivitet	m		0,01
	α _v	Vertikal dispersivitet	m		0,005
	I	Infiltration	m/d		0,053
				Chlorid	1
				Ammonium	1,25
				NVOC	1,25
				4-CPP	1,25
	R	Retardationsfaktor	-		

Resultaterne fra GrundRisk landfill er samlet i Tabel 10. Efter modelkørsel lægges baggrunds-koncentrationen til outputkoncentrationen, ligeledes vist i Tabel 10.

Fortyndingen i det primære magasin kan også estimeres ved en anden tilgang, nemlig ved at antage, at hele forureningsfluxen strømmer til Hårmark vandværks indvindingsboringer. Hermed kan den årlige forureningsflux fra lossepladsen blandes op i den årlige indvinding. Som tidligere nævnt er den gennemsnitlige oppumpningsrate for Hårmark vandværk 22 m³/t, svarende til 192.720 m³/år. Fortyndes den årlige forureningsflux fra lossepladsen i denne volumen vand, fås koncentrationerne vist i bunden af Tabel 10.

Herefter lægges baggrundskoncentrationen til, for at give et indtryk af den samlede koncentration på vandværket.

Tabel 10: Beregnede forureningskoncentrationer for fire forureningsstoffer nedstrøms for lossepladsen fra hhv. GrundRisk landfill og ved division af forureningsflux med indvindingsvolumen. Baggrundskoncentrationer er valgt ud fra den generelle vandkemi i området ved Pillemark.

Afstand fra Pillemark Losseplads		Chlorid mg/L	Ammonium mg/L	NVOC mg/L	4-CPP µg/L
	Baggrundskoncentration, C_B	30	0,1	3	0
	Koncentration ved losseplads, C_0	80	92	31	23
	Inputkoncentration til GrundRisk Landfill-modellen, C_0-C_B	50	91,9	28	23
100 m	Outputkoncentration fra GrundRisk landfill-modellen, C	8,2	15,1	4,6	3,8
	Samlet koncentration i fane, $C+C_B$	38,2	15,2	7,6	3,8
Ca. 500 m	Yderligere koncentration ved fortynding af forureningsflux i indvindingsvolumen	0,6	0,7	0,2	0,2
	Samlet koncentration ved fortynding af forureningsflux i indvindingsvolumen	30,6	0,8	3,2	0,2

Ifølge GrundRisk landfill-modellen bidrager lossepladsen ikke væsentligt til indholdet af chlorid i det primære magasin. Ammoniumkoncentrationen bliver i modellen forhøjet fra praktisk talt ingenting til 15,2 mg/L pga. af lossepladsens bidrag. NVOC-indholdet er beregnet til 7,6 mg/L ved hjælp af GrundRisk landfill. Koncentrationen af 4-CPP er 3,8 µg/L, og der sker en yderligere reduktion i koncentrationerne på en faktor 19 hvis fortynding i hele indvindingsvolumenet betragtes.

Der kan for ammonium, NVOC og 4-CPP ske en fjernelse af stofferne pga. af nedbrydning, som det vil blive diskuteret i næste afsnit.

7. Risikovurdering

Der er overordnet ikke nogen tegn på en konkret risiko for drikkevandsforsyningen ved Hårmark vandværk fra Pillemark Losseplads. Afværgepumpning fjerner en meget væsentlig mængde perkolatforurennet grundvand. På grund af den vertikale gradient fra det sekundære magasin til det primære magasin kan der over tid ske en spredning af forurennet grundvand til det primære magasin. Det foreslås derfor, at der fortsat sker monitorering af det primære grundvand under Pillemark Losseplads og de vertikale gradienter i området i samarbejde med Hårmark vandværk (se afsnit 7.4).

I det følgende er risikovurderingen uddybet for det sekundære magasin, overfladevand nedstrøms lossepladsen og det primære grundvand. Der er desuden foreslået et fremtidigt monitoringsprogram for grundvandet ved Pillemark Losseplads.

7.1 Risikovurdering for grundvandsforurening af det sekundære magasin

Der fjernes en betydelig mængde perkolatforurennet grundvand ved afværgepumpning ved Pillemark Losseplads. Risikovurderingen for forurening af det sekundære magasin ved Pillemark Losseplads viser, at der på trods af den igangværende afværgepumpning i mindre omfang foregår udstrømning af perkolatforurennet grundvand til det sekundære magasin nedstrøms lossepladsen. Udstrømningen er lokaliseret omkring borer i den sydlige og vestlige del af lossepladsen, især borerne 109.264 og 109.297 er påvirket af 4-CPP. Koncentrationerne af 4-CPP overskrider grundvandskvalitetskriterierne for pesticider. Den primære forureningskilde til denne udsivning er formentlig lokaliseret omkring boring 109.261. Ammonium og organisk stof påvirker en række borer i det sekundære magasin og har tydeligvis en større udbredelse. På baggrund af den geologiske model og hydrogeologiske viden kan det ikke vurderes, hvordan det forurenede grundvand spredes videre.

7.2 Risikovurdering for overfladevandsforurening fra Pillemark Losseplads

Der kan måles pesticider fra Pillemark Losseplads i de to moser og Dallebækken. De højeste koncentrationer ses i Eskemosen. Der er også forhøjede koncentrationer af uorganiske stoffer (chlorid, kalium), mens spredning af ammonium og jern fra lossepladsen er vanskeligere at påvise. Spredningen fra lossepladsen sker sandsynligvis via drænsystemet relateret til brønd 2. Det betyder, at en del af pesticiderne (mest 4-CPP) muligvis stammer fra den nordlige del af pladsen, der sandsynligvis er mindre påvirket af afværgepumpningen. De kan også trænge ind gennem utætheder i rørføringen fra den øvrige del af pladsen. Endelig kan der også være en forbindelse mellem udstrømningen i det sekundære magasin, således at der sker en afstrømning mod drængrøfter og moser den vej.

7.3 Risikovurdering af forurening af det primære magasin

Den nye geologiske model og den detaljerede karakterisering af morænelerslaget mellem det sekundære og det primære magasin viser, at:

- Morænelerslaget er udbredt over hele området og har en tykkelse på 15-22 m.
- Morænelerslaget er en meget tæt moræneler, som sandsynligvis ikke er opsprækket.

Der er altid en nedadrettet gradient fra det sekundære magasin til det primære magasin i området ved Pillemark Losseplads. Gradienten viser en tydelig årstidsvariation, som tilsyneladende afhænger af oppumpningen på Hårmark vandværk. Den største nedadrettede gradient på op til næsten 10 m observeres i juni og juli

Historiske data og nye data for de forureningskemiske forhold i det primære magasin under lossepladsen viser i dag ingen tydelig påvirkning af perkolat fra lossepladsen. Der har sandsynligvis historisk været sporadisk påvirkning af enkelte boringer fx 109.271. Denne boring udviser også et bemærkelsesværdigt fald i sulfatkoncentrationen over tid. Det skal også bemærkes, at NVOC i boring 109.291 er højere end den naturlige grundvandskvalitet i området.

Transporten gennem moræneleren til det primære magasin vil være domineret af advektion pga. af den betydelige vertikale gradient og den tætte, usprækkede moræneler. Beregninger med en analytisk model viser, at det tager fra 60-200 år fra udsivningens start til der kan være sket gennembrud af chlorid til det primære magasin. For ikke konservative stoffer vil gennembruddet komme væsentligt senere.

Påvirkningen med perkolatforurennet grundvand kan som sagt ikke tydeligt observeres i de kemiske analyser. Forklaringen kan være, at der ikke er sket gennembrud endnu og/eller der sker en fortynding i det primære magasin.

Beregningerne viser, at lossepladsen selv ved fuldt gennembrud ikke vil bidrage væsentligt til indholdet af chlorid i det primære magasin, og betragtes fortynding i hele indvindingsvolumenet, er bidraget ubetydeligt. Dermed vurderes chlorid fra lossepladsen ikke at udgøre en risiko for vandindvindingen i dag eller i fremtiden.

Ammoniumkoncentrationen bliver i modellen forhøjet fra praktisk talt ingenting til 15,2 mg/L pga. af lossepladsens bidrag. Ammonium fjernes normalt ved beluftning og filtrering på vandværket, men en så kraftigt forhøjet koncentration kan muligvis være problematisk. Fortyndes forureningsfluxen i indvindingsvolumenet fås en langt lavere ammoniumkoncentration, der dog stadig overstiger drikkevandskriteriet på 0,05 mg/L. Ammonium kan sandsynligvis omsættes under transporten fra det sekundære magasin til vandværket, så beregningerne vurderes at være meget konservative. Ammonium vurderes dog at udgøre en potentiel risiko for vandforsyningen.

Med et drikkevandskriterie på 4 mg/L overstiger NVOC-indholdet ifølge GrundRisk landfill kvalitetskravet med omkring en faktor 2. Der er dog god mulighed for nedbrydning af NVOC i såvel moræneleren, grundvandsmagasinet som på vandværket. NVOC vurderes derfor ikke at udgøre en risiko for vandforsyningen.

Koncentrationen af 4-CPP overstiger kriteriet med hhv. en faktor 38 eller 2, afhængigt af, hvilken beregning der benyttes. Pesticider og nedbrydningsprodukter behandles ikke ved de nuværende metoder i drikkevand. 4-CPP kan måske nedbrydes under transporten fra det sekundære magasin til vandværket, men der er begrænset viden om dette. 4-CPP vurderes derfor at udgøre en potentiel risiko for vandforsyningen. MCPP og 4-chloro-2-methylphenol er ikke medtaget i beregningerne, da de forekommer i væsentligt lavere koncentrationer end 4-CPP, men de kan begge udgøre en potentiel risiko.

7.4 Fremtidig monitoring

Det foreslås at designe et monitoringsprogram med særlig fokus på det primære magasin. Der skal udvælges 3-5 boringer som monitoreres løbende. I det primære magasin skal der fokuseres på boringer vest for lossepladsen (fx 109.271, 109.273, 109.240, 109.291, 109.299). I det sekundære magasin vil monitoring i en boring syd for lossepladsen være hensigtsmæssigt (fx 109.291). Pumpebrønden (109.292) bør fortsat indgå i monitoringsprogrammet, da den vil opfange væsentlige ændringer i perkolatsammensætningen. Pesticider, ammonium og sulfat vil have særlig interesse, så der anbefales som minimum en analysepakke med feltparametre, "boringskontrol" og en "pesticidpakke". Det anbefales endvidere at beholde BTEX'er som analyseparametre, da der stadig forekommer relativt høje koncentrationer i det sekundære magasin. Derimod kan phenoler og chlorphenoler udelades, da de kun er påvist i små koncentrationer i grundvand ved de seneste prøvetagninger. Det vurderes, at enkelte indikatorparametre, såsom chlorid eller NVOC, ikke kan benyttes til

at afspejle forureningens udbredelse. Dels kan der være variationer i baggrundsindholdet af sådanne parametre, og dels er der ikke nødvendigvis nogen stærk sammenhæng mellem forekomsten af disse og de egentlige forureningsstoffer.

Potentialeforskellene mellem det sekundære magasin og det primære magasin udviser en systematisk årstidsvariation. Der bør fortsat ske en monitorering af disse gradienter for at dokumentere udviklingen. Det vil være optimalt at indlede et samarbejde med Hårmark vandværk omkring denne monitorering.

8. Forslag til yderligere undersøgelser

På baggrund af de nye undersøgelser foretaget i perioden 2014-2017 er der etableret et godt faglig grundlag for at vurdere risikoen for perkolatudsivning i det sekundære magasin, mod nedstrøms moseområder og Dallebækken og det primære magasin. Herunder er der givet en række konkrete forslag til undersøgelser, som kan styrke forståelsen af forholdene ved Pillemark Losseplads. Det understreges, at disse undersøgelser er forslag

8.1 Hydrogeologiske forhold

Det foreslås at overveje følgende supplerende undersøgelser for at styrke den hydrogeologiske model for området og vurderingen af den potentielle nedsivning til det primære magasin:

- Potentialeforholdene i det primære magasin er dårligt belyst. Der eksisterer ikke et sammenhængende potentialekort for området, og der er betydelig usikkerhed omkring strømningsretningen. Der anbefales derfor en større synkronpejling i området med tilhørende koterings af borer.
- Den hydrauliske ledningsevne af moræneleren er ikke velbestemt, hvilket påvirker alle vurderinger af nedsivningen til det primære magasin. Det anbefales at bestemme den hydrauliske ledningsevne ved udtagning af intakte kerner og permeameter forsøg.

8.2 Sekundært magasin, dræn og overfladevand

De hydrauliske forhold i det sekundære magasin peger på en sydlig strømning, men der er ikke klarhed over strømningsvejene syd-sydvest for borerne 109.264 og 109.297. Hvis det påtænkes at slukke afværgepumpningen permanent, må det forventes at koncentrationerne i 109.264 vil stige. Strømningen mod syd fra dette punkt er ikke belyst og den hydrauliske forbindelse til nedstrøms moser er ikke afklaret. Sker den gennem det øvre grundvandsmagasin eller gennem drænsystemet? Dette er relevant i forhold til en eventuel afskæring af de nedstrøms moser, især Hårmark mose.

Det vurderes på nuværende tidspunkt at de kemiske forhold for øvre grundvand og overfladevand er velbeskrevne, så der ikke er et umiddelbart behov for at indsamle yderligere kemiske data i eksisterende borer i det øvre magasin, drænsystem eller overfladevand. Det kan overvejes, om udsivningen mod vest og især syd udgør en risiko, som bør belyses nærmere. I det tilfælde kan følgende aktiviteter og undersøgelser være relevante:

- Besigtigelse af drænsystemer nedstrøms lossepladsen, herunder fremskaffelse af nyere kortmateriale fra Samsø Kommune eller forsyning omkring rørføring
- Tracerforsøg for at belyse kontakt mellem brønd 2 og drænsystemet nedstrøms
- Etablering af flere pejleboringer mod syd i det sekundære magasin for at belyse strømningsretningen bedre

8.3 Primært magasin

Forureningskoncentrationerne i det primære magasin er generelt velundersøgt for uorganiske stoffer og pesticider. Boring 109.240 bør prøvetages ved en evt. supplerende undersøgelse af hydrogeologien.

Hvis der på et tidspunkt foretages en generel monitoringsrunde bør analyseprogrammet for uorganiske og miljøfremmede organiske stoffer overvejes nøje. Da methan ikke tidligere er analyseret, kunne det være formålstjenligt at medtage for at vurdere redoxforhold og dermed evt. nedbrydning af pesticider bedre. Der bør ved vurdering af resultaterne være særlig opmærksomhed omkring sulfat, som har et meget varierende niveau i borerne. Det ville endvidere være hensigtsmæssigt at medtage BTEX i analysen af vandprøver fra flere borer i det primære magasin, særligt i nærheden af 109.261.

8.4 Nedbrydning og risikovurdering

Nedbrydningen af især pesticiderne 4-CPP og MCPP er afgørende for risikovurderingen. Der kan udføres analyser for stabile kulstof-isotoper og enantiomerer af pesticiderne, som kan belyse, om der sker en nedbrydning i dag i det sekundære magasin. Dette kan suppleres med målinger af specifikke bakterier og yderligere vurderinger af redoxforhold i det sekundære magasin og primære magasin. Hvis disse undersøgelser peger på, at der sker nedbrydning, kan de suppleres med nedbrydningsforsøg i laboratoriet med akvifermateriale og moræneler fra lokaliteten. Sådanne undersøgelser er omfattende, men vil kaste lys over, om der er en risiko på længere sigt for påvirkning af det primære magasin og vandforsyningen ved Hårmark vandværk.

Der er nye erfaringer med sådanne undersøgelser på lossepladser i Region Sjælland og Region Hovedstaden, samt i et forskningsprojekt knyttet til pesticidforureningen fra Risby Losseplads (Batioğlu-Pazarbaşı et al 2013; Milosevic et al. 2013).

Litteratur

- Auken, E., Christiansen, A.V., Kirkegaard, C., Fiandaca, G., Schamper, C., Behroozmand, A.A., Binley, A., Nielsen, E., Effersø, F., Christensen, N.B., Sørensen, K., Foged, N., Vignoli, G., 2015. An overview of a highly versatile forward and stable inverse algorithm for airborne, ground-based and borehole electromagnetic and electric data. *Explor. Geophys.* 46, 223–235. doi:10.1071/EG13097
- Batıoğlu-Pazarbaşı, M. Milosevic, N., Malaguerra, F., Binning, P. J., Albrechtsen, H.-J., Bjerg, P. L., Aamand, J., 2013. Discharge of landfill leachate to streambed sediments impacts the mineralization potential of phenoxy acid herbicides depending on the initial abundance of tfdA gene classes. *Environmental Pollution*, nr. 176, 275-283.
- Bjerg, P. L., Rügge, K., Pedersen, J. K., Christensen, T. H., 1995. Distribution of Redox-Sensitive Groundwater Quality Parameters Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental Science and Technology*, nr. 29, 1387-1394.
- Broholm, M. M.; Rügge, K.; Tuxen, N.; Højbjerg, A. L.; Mosbæk, H.; Bjerg, P. L. (2001). Fate of herbicides in a shallow aerobic aquifer: A continuous field injection experiment (Vejen, Denmark). *Water Resources Research*, 37, 3163-3176.
- Buss, S. R., Herbert, A.W., Morgan, P., Thornton, S. F., Smith, J. W. N., 2004. A review of ammonium attenuation in soil and groundwater. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, nr. 37, 347-359.
- Buss, S. R., Thrasher, J., Morgan, P., Smith, J. W. N., 2006. A review of mecoprop attenuation in the subsurface. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, nr. 3, 283-292.
- Chambon, J. C. C., Broholm, M. M., Binning, P. J., & Bjerg, P. L., 2009. Modeling multi-component transport and enhanced anaerobic dechlorination processes in a single fracture-clay matrix system. *Journal of Contaminant Hydrology* nr. 112 (1-4), 77–90.
- Chambon, J., 2011. A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology*, nr. 124(1-4), 82-98.
- Chen, S., 2018. Risk Assessment of a Landfill Leachate Plume in a Complex Glacial Geology. Kandidatspeciale, DTU Miljø, Lyngby.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. & Heron, G., 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16, 659-718.
- Christiansen, A.V., Auken, E., 2012. A global measure for depth of investigation. *Geophysics* 77, WB171-WB177. doi:10.1190/geo2011-0393.1
- DTU Food 2018. *Search*. Hentet fra Danish (Q)SAR Database: <http://qsar.db.food.dtu.dk/db/index.html> 14-06-2018.
- Fiandaca, G., Ramm, J., Binley, A., Gazoty, A., Christiansen, A.V., Auken, E., 2013. Resolving spectral information from time domain induced polarization data through 2-D inversion. *Geophys. J. Int.* 192, 631–646. doi:10.1093/gji/ggs060
- Griffin, R. A., Shimp, N.F., Steele, J.D., Ruch, R.R., White, W.A., Hughes, G.M., 1976. Attenuation of pollutants in municipal landfill leachate by passage through clay. *Environmental Science and Technology*, nr. 10, 1262–1268.

- Grontmij | Carl Bro A/S, 2007, Pillemark Losseplads - Grundvandsmodel mv. Notat, Projekt 30.5945.03, fra Tore Stamp Kirkeby.
- Hansen, T. B., 2012. Pillemark Losseplads, 741-00001, Drift & Monitoring, Statusnotat, Region Midtjylland, Jord og Råstoffer, Horsens, www.jor.rm.dk.
- Helweg, A., 1993. Degradation and adsorption of ¹⁴C mecoprop (MCP) in surface soils and in subsoil. Influence of temperature, moisture content, sterilisation and concentration on degradation. *Science of the Total Environment*, nr. 132, 229–241.
- Houmark-Nielsen, M., Krüger, J., Kjær, K.H., 2005. De seneste 150.000 år i Danmark. Istidslandskabet og naturens udvikling. *Geviden, Geol. og Geogr.* nr. 2, 1–20.
- Høyer, A-S, Klint, K. E. S., Fiandaca, G., Maurya, P. K., Christiansen, A. V., Balbarini, N., Bjerg, P. L., Hansen, T. B., and Møller I., 2018. Development of a high-resolution 3D geological model for landfill leachate risk assessment. Submitted to *Engineering Geology*.
- Kessler, T. C., 2012. Hydrogeological characterization of low-permeability clayey tills. PhD afhandling, DTU Miljø, Lyngby.
- Kjeldsen, P., Christensen, T., 1984. Soil attenuation of acid phase landfill leachate. *Waste Management & Research*, nr. 2, 247-263.
- Klint, K. E. S., Nilsson, B., Troldborg, L., Jakobsen, P. R., 2013. A poly morphological landform approach for hydrogeological applications in heterogeneous glacial sediments. *Hydrogeology Journal* 21, 1247–1264. doi:10.1007/s10040-013-1011-2
- Klint, K.E.S., Møller, I., Maurya, P.K., Christiansen, A.V., 2017. Optimising geological mapping of glacial deposits using high-resolution electromagnetic induction data. *Geol. Surv. Denmark Greenl. Bull.* 38, 9–12.
- Miljøstyrelsen, 2015. A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. Ministry of Environment and Food.
- Miljøstyrelsen, under publikation. GrundRisk Landfill. Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool.
- Milosevic, N., Qiu, S., Elsner, M., Einsiedl, F., Maier, M., Bensch, H. K. V., Albrechtsen, H., Bjerg, P.L., 2013. Combined isotope and enantiomer analysis to assess the fate of phenoxy acids in a heterogeneous geologic setting at an old landfill. *Water Research*, nr. 47, 637-649.
- Olsson, P.-I., Fiandaca, G., Larsen, J.J., Dahlin, T., Auken, E., 2016. Doubling the spectrum of time-domain induced polarization by harmonic de-noising, drift correction, spike removal, tapered gating and data uncertainty estimation. *Geophys. J. Int.* 207, 774–784. doi:10.1093/gji/ggw260
- Pelton, W.H., Ward, S.H., Hallof, P.G., Sill, W.R., Nelson, P.H., 1978. Mineral discrimination and removal of inductive coupling with multifrequency IP. *Geophysics* 43, 588–609. doi:10.1190/1.1440839
- Piwoni, M. D., Banerjee, P., 1989. Sorption of volatile organic solvents from aqueous solution onto subsurface solids. *Journal of Contaminant Hydrology*, nr. 4, 163-179.
- Rambøll, 2012a. Delaftale 28 – Sydsamsø, Naturstyrelsen Aarhus. Referencenr. 1159623.
- Rambøll, 2012b. Redegørelsesrapport – Sydsamsø, Naturstyrelsen Aarhus. Sagsnr. 1159623.

- Rambøll & Hannemann A|S, 1988, Pillemark Losseplads Afværgenforanstaltninger, Notat, Program for forsøgsoppumpning af perkolatforurennet grundvand til recipienten, Samsø Kommune, J. NR. 8-76-1-741-5-88.
- Rambøll & Hannemann A|S, 1990, Pillemark Losseplads Afværgenforanstaltninger, Notat nr. 3, Forsøgsoppumpning af forurennet grundvand fra sekundært reservoir under losseplads, Samsø Kommune, J. NR. 8-76-1-741-4-90.
- Reitzel, L. A.; Tuxen, N.; Ledin, A.; Bjerg, P. L., 2004. Can degradation products be used as documentation for natural attenuation of phenoxy acids in groundwater? *Environmental Science and Technology*, nr. 38, 457-467.
- Stumm, W., 1992. *Chemistry of the Solid-Water Interface*. Wiley, New York.
- Thomsen, N. I., Milosevic, N., Bjerg, P. L., 2012. Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. *Waste Management*, nr. 32, 2406-2417.
- Thornton, S.F., Tellam, J.H., Lerner, D.N., 2001. Attenuation of landfill leachate by clay liner materials in laboratory columns, 2. Behaviour of inorganic contaminants. *Journal of Waste Management and Research*, nr. 19, 70–88.
- Tuxen, N.; Tüchsen, P.L.; Rügge, K.; Albrechtsen, H.-J.; Bjerg, P.L. (2000). The fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments. *Chemosphere*, 41, 1485-1494.
- Viezzoli, A., Christiansen, A.V., Auken, E., Sørensen, K., 2008. Quasi-3D modeling of airborne TEM data by spatially constrained inversion. *Geophysics* 73, F105–F113. doi:10.1190/1.2895521
- Århus Amt, 1999, Pillemark Losseplads, Samsø Kommune, Rapport for miljøtekniske undersøgelser, Carl Bro as, J. NR. 8-76-1-741-1-95.
- Århus Amt, 2000, Pillemark Losseplads, Samsø Kommune, Affaldsdepot nr. 741-01, Afværgenforanstaltninger, Tilsynsrapport, Carl Bro as, J. NR. 8-76-1-741-1-000
- Århus Amt, 2002, Pillemark Losseplads, Samsø Kommune, Statusoversigt over drift af afværgeprojekt, J. NR. 8-76-1-741-3-02

Bilag A: Geofysiske undersøgelser

Ingelise Møller, GEUS

Anne-Sophie Høyer, GEUS

Thue Bording, AU

Anders Vest Christiansen, AU

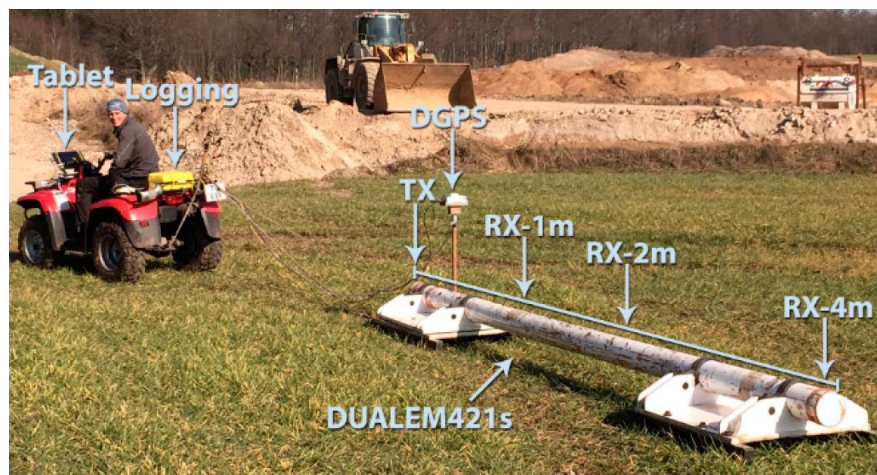
I forbindelse med undersøgelserne ved Pillemark losseplads er der indsamlet GCM, DCIP, jordbaseret TEM og EI-log. I forbindelse med Grundvandskortlægningen er der indsamlet slæbegeoelektrik (PACES) og jordbaseret TEM, hvoraf kun TEM dataene er anvendt i den geologiske modellering. I de følgende afsnit vil der for hver af de geofysiske metoder blive listet måleparametre, processerings- og inversionsparametre.

Placeringen af GCM, DCIP, Tem og EI-log målingerne er vist på Figur 1.

A.1. GCM

GCM kortlægningen er udført af Aarhus Universitet i April 2015.

GCM data er indsamlet med et DUALEM421S instrument. Der anvendes 6 spolekonfigurationer, hvor modtagerspolerne orienteret horisontalt (co-aksialt) og vertikalt (vinkelret) er placeret i hhv. 1 m, 2 m og 4 m afstand fra en horisontal orienteret senderspole (Figurn A1). Der måles ved en frekvens på 9 kHz. En nærmere beskrivelse af metoden findes i (Christiansen et al., 2016).



Figur A1: Foto af DUALEM421-sensor, hvor den er monteret på en slæde og trykket af en firhjulet motorcykel. Placeringen af senderspole (TX) og modtagerspoler (RX) er markeret. Fra Christiansen et al. (2016).

Hovedparten af dataene er indsamlet med instrumentet monteret på en slæde og trukket af en firhjulet motorcykel (tæt linjeafstand på Figur A1). En mindre del af dataindsamlingen er foregået til fods, hvor terræn og beplantning ikke tillod kørsel med den firhjulede motorcykel.

Der er indsamlet 86 km data. Efter processing og midling er der et datapunkt for hver 2 m.

De processerede data er inverteret i Aarhus Workbench, hvor der er anvendt en 1D frekvensdomæne forward modellering (Auken et al., 2015) og i modelrummet er modelparametrene bundet sammen i 3 dimensioner (SCI model (Viezzoli et al., 2008)). De sammenbundne 1D modeller har 10 lag logaritmisk fordelt over de øverste 10 m af jorden. Der er beregnet DOI (Christiansen and Auken, 2012),

Intervalresistiviteten i dybden 1-2 m er blevet sammenstillet med jordartskarteringspunkter og GCM resultatet er anvendt i afgrænsningen af de forskellige jordarter (Figur 2)(Klint et al., 2017).

Til indlæsning i Geoscene3D er der konstrueret et 3D resistivetsgrid med 48 lag af 0.5 m tykkelse. Det er nødvendigt med de mange lag for at dække den store topografiske variation i området.

A.2. DC/IP

DC/IP målingerne er udført af Aarhus Universitet i flere feltkampagner i 2014 og 2015.

DC/IP dataene er indsamlet med et ABEM LS Terrameter. Måleparametre relateret til hver enkelt profil er listet i Tabel A1. Placeringen med af profilerne er med linjenavn er vist i Bilag B 2, Figur B12.

Tabel A1: Måleparametre relateret til DC/IP profilerne

Profil	Profil-længde	Måle-konfiguration	Min. elektrode-afstand	Max. afstand mellem strømelektroder	Måletidspunkt
VØ1	600 m	Gradient	5 m	360 m	Nov. 2015
VØ2	600 m	Gradient	5 m	360 m	Nov. 2015
VØ3	600 m	Gradient	5 m	360 m	Nov. 2015
VØ4	600 m	Gradient	5 m	360 m	Nov. 2015
NordligsteDC	600 m	Gradient	5 m	360 m	Apr. 2015
NS0	500 m	Gradient	5 m	360 m	Apr. 2015
NS1	500 m	Gradient	5 m	360 m	Nov. 2015
NS2	500 m	Gradient	5 m	360 m	Nov. 2015
NS3	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
NS4	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
NS5	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
NS6	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
NS7	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
NS8	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
NS9	400 m	Pol-dipol	5 m	-	Apr. 2015
DC2m-VØ1	160 m	Gradient	2 m	144 m	Aug. 2014
DC2m-VØ2	160 m	Gradient	2 m	144 m	Aug. 2014
DC2m-NS*	160 m	Gradient	2 m	144 m	Aug. 2014

DC2m-NS*	160 m	Gradient	2 m	144 m	Aug. 2014
----------	-------	----------	-----	-------	-----------

*To profiler er sat sammen i processing og inverteres som et profil.

Derudover er der udført en række diagonale gradient og equitoriale målinger mellem pd1-7 profilerne for at opnå dækning i 3D.

Data processingen er udført i Aarhus Workbench og indebærer at fjerne data som adskiller sig markant fra nabomålinger, samt fjerne potentielle koblinger.

De processerede data er inverteret med AarhusInv (Auken et al., 2015). Der er anvendt en 2D algoritme (Fiandaca et al., 2013), hvor der i forward modelleringen tages højde for bølgeform og systemfiltre, mens inversionen estimerer Cole-Cole parametrene (resistivitet ρ , opladningsevne udtrykt som intrinsic chargeabilitet m_0 , tidskonstant τ og skaleringsfaktor C) (Pelton et al., 1978). Der er anvendt en 2D modelparameterisering med vertikale og horisontale bånd mellem modelparametrene, der stabiliserer disse, så de maksimalt kan ændres med en faktor 3.0 vertikalt og 1.1 horisontalt. Der er taget højde for topografi i inversionen af dataene. DOI er beregnet (Christiansen and Auken, 2012).

Profilerne med 2 m elektrodeafstand er inverteret med 20 lags modeller, med første laggrænse i 0.5 m under terræn og sidste laggrænse i 38 m under terræn. Profilerne med 5 m elektrodeafstand er inverteret med 15 lags modeller, hvor første laggrænse er 1.3 m under terræn og sidste laggrænse er fastlåst til 25 m under havniveau. Pol-dipol profilerne er inverteret med 19 lags modeller hvor første laggrænse er 1.3 m under terræn og sidste laggrænse er fastlåst til 63.7 m under havniveau. Modellerne hvor sidste laggrænse er fastlåst til en fast dybde under havniveau, har således varierende lagtykkelser afhængigt af topografien.

Da Geoscene3D kun kunne indlæse resistivitet og ikke de andre Cole-Cole parametre, er alle inverterede parametre indlæst i Geoscene3D som 3D grid, dog konstrueret med en så lille søgeradius at de fremstår som 2D profiler i Geoscene3D.

Resistivitssektionen for alle DC/IP-profiler med 5 m elektrodeafstand er vist i Bilag B, hvor der også er vist nogle få chargeabilitetssektioner.

A.3. TEM

Der er udført to feltkampagner, hvor der er målt jordbaseret TEM. Den første TEM målekampagne er udført af HOH (og overtaget af Rambøll) i regi af grundvandskortlægning i 1997. Den anden feltkampagne er udført af AU i 2015.

De ældre data er indsamlet med et Geonics ProTEM udstyr. Der er anvendt en kvadratisk senderspole med en kantlængde på 40 m og modtagerspølen er placeret i centrum af senderspølen, i en såkaldt central-loop konfiguration. De nye data er indsamlet med et HGG WalkTEM udstyr og der er anvendt tilsvarende måle konfiguration

Der er 18 ældre og 36 nye TEM sondering inden for det store modelområde.

I forbindelse med dataprocessingen er der foretaget en vurdering af den enkelte sonderings støjpåvirkning og om den har været påvirkning af kobling til elektriske installationer.

Både de gamle og de nye data er inverteret med 1D fålags-modeller hvor lagresistivitet, lagtykkelse og deres modelusikkerhed estimeres (Auken et al., 2015). Der er typisk anvendt 3-5 modellag og DOI er beregnet.

TEM fålagsmodellerne er indlæst i GERDA fra 2 PCGerda-databaser.

A.4. El-log

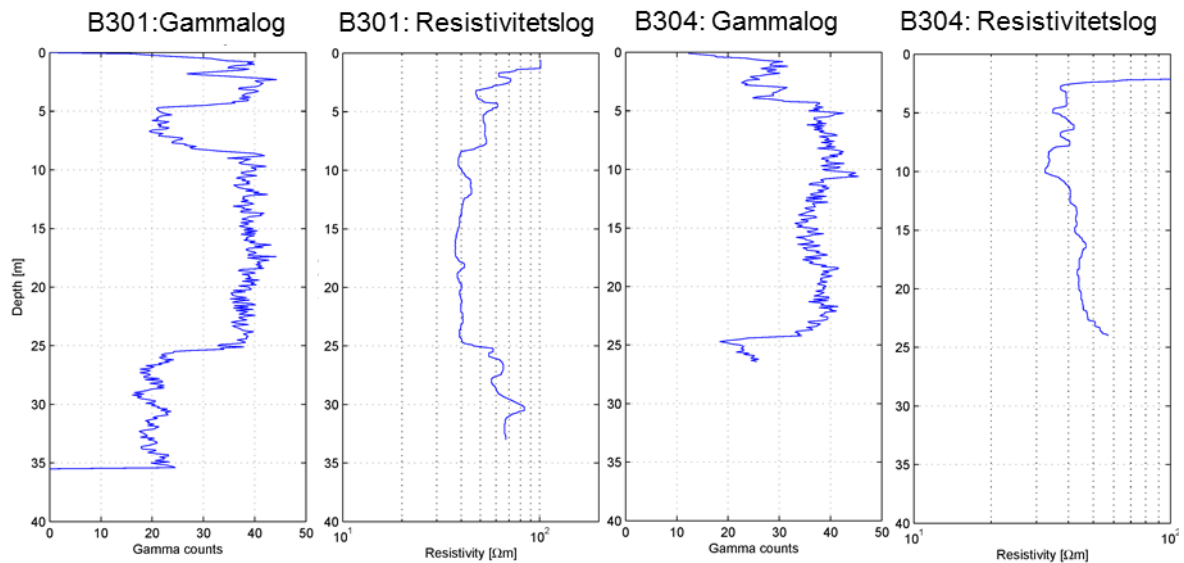
Der er udført to El-log borerer ved den sydlige kant af Pillemark losseplads d. 15. november 2015. Den nordligste af borererne (DGU nr. 109.296, B301) er 35 m dyb og udført tæt ved en boring fra 1984 (DGU nr. 109.240) med en detaljeret lithologisk prøvebeskrivelse. Den sydlige boring (DGU nr. 109.298, B304) er c. 27 m dyb og udført tæt ved en anden ny boring (DGU nr. 109.299, B305) med en detaljeret lithologisk log. Lokaliseringen af de to El-logs kan ses på Figur 1.

Der er målt gammalog, resistivitetslog og induceret polarisation i normal-konfiguration med en elektrodeafstand på 20 cm. Målingerne er udført med et ABEM Terrameter LS. IP-målingerne var desværre for støjfyldte til at de kunne anvendes i den videre databearbejdning.

Det er kun gammalog og resistivitetslogs, der er anvendt til den geologiske model og disse er indlæst i Geoscene3D.



Figur A2: Billede af opstillingen af El-log i forbindelse med borearbejdet.



Figur A3: Gamma- og resistivitetslog fra DGU nr. 109.296 (B301) og DGU nr. 109.298 (B304).

A.5. Referencer

- Auken, E., Christiansen, A.V., Kirkegaard, C., Fiandaca, G., Schamper, C., Behroozmand, A.A., Binley, A., Nielsen, E., Effersø, F., Christensen, N.B., Sørensen, K., Foged, N., Vignoli, G., 2015. An overview of a highly versatile forward and stable inverse algorithm for airborne, ground-based and borehole electromagnetic and electric data. *Explor. Geophys.* 46, 223–235. doi:10.1071/EG13097
- Christiansen, A.V., Pedersen, J.B., Auken, E., Søe, N.E., Holst, M.K., Kristiansen, S.M., 2016. Improved Geoarchaeological Mapping with Electromagnetic Induction Instruments from Dedicated Processing and Inversion. *Remote Sens.* 8, 1022. doi:10.3390/rs8121022
- Christiansen, A.V., Auken, E., 2012. A global measure for depth of investigation. *Geophysics* 77, WB171-WB177. doi:10.1190/geo2011-0393.1
- Fiandaca, G., Ramm, J., Binley, A., Gazoty, A., Christiansen, A.V., Auken, E., 2013. Resolving spectral information from time domain induced polarization data through 2-D inversion. *Geophys. J. Int.* 192, 631–646. doi:10.1093/gji/ggs060
- Klint, K.E.S., Møller, I., Maurya, P.K., Christiansen, A.V., 2017. Optimising geological mapping of glacial deposits using high-resolution electromagnetic induction data. *Geol. Surv. Denmark Greenl. Bull.* 38, 9–12.
- Pelton, W.H., Ward, S.H., Hallof, P.G., Sill, W.R., Nelson, P.H., 1978. Mineral discrimination and removal of inductive coupling with multifrequency IP. *Geophysics* 43, 588–609. doi:10.1190/1.1440839
- Viezzoli, A., Christiansen, A.V., Auken, E., Sørensen, K., 2008. Quasi-3D modeling of airborne TEM data by spatially constrained inversion. *Geophysics* 73, F105–F113. doi:10.1190/1.2895521

Bilag B: Geologisk model for området ved Pillemark

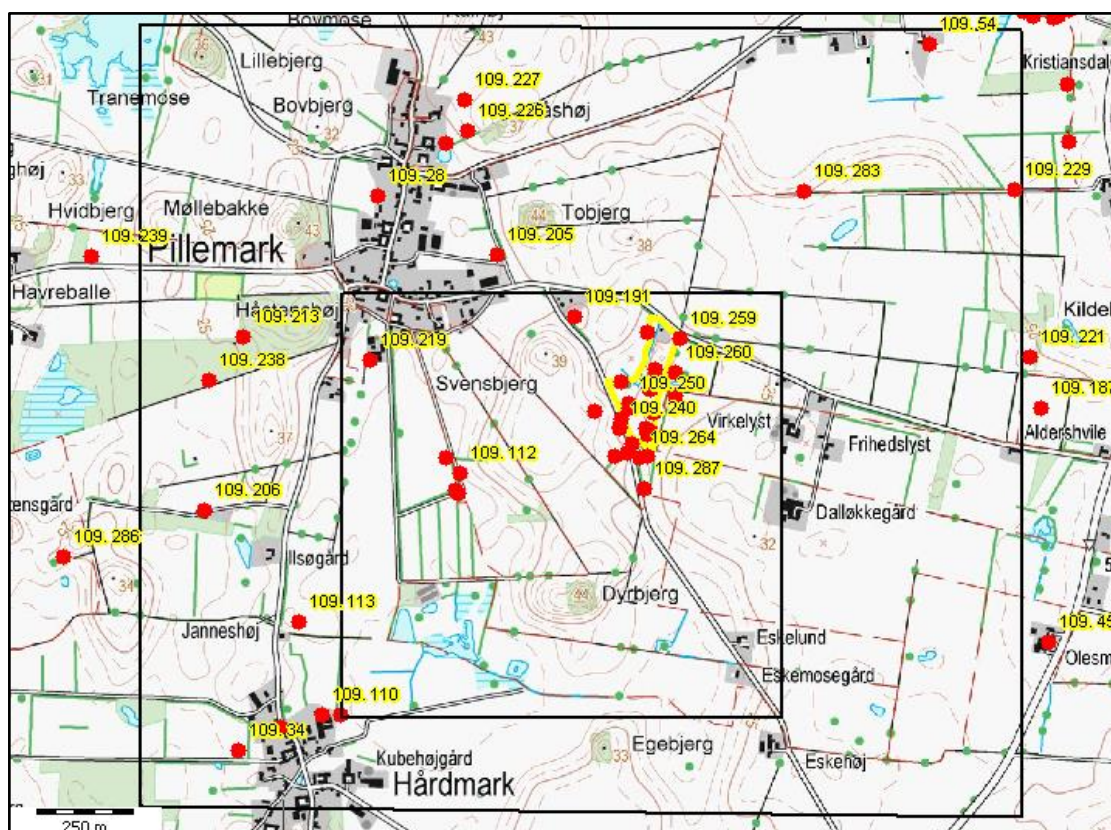
Anne-Sophie Høyer, GEUS

Ingelise Møller, GEUS

Knud Erik Klint, GEO (tidligere GEUS)

I dette bilag dokumenteres den digitale 3D geologiske model, der er opstillet for området omkring Pillemark. En detaljeret 3D geologisk model er opstillet i et mindre område omkring Pillemark losseplads og Hårdmark vandværk. Den geologiske tolkning er udført som et samarbejde mellem Knud Erik Klint og Anne-Sophie Høyer, de geofysiske data er reformatet og gjort indlæsningsklare af Ingelise Møller og den geologiske modellering er udført af Anne-Sophie Høyer. Modelarbejdet er udført i foråret 2016 og afsluttet i juni 2016, hvor modellen er leveret til DTU.

Da et af formålene for den detaljerede 3D geologiske model er, at den skal anvendes i en grundvandsstrømningsmodel, er der behov for, at et større område kan indgå som randbetingelse. I regi af Grundvandskortlægningen har Rambøll opstillet en hydrostratigrafisk model for hele Sydsamsø. For at lave en tilpasning mellem den detaljerede 3D geologiske model og Rambøll's model er den detaljerede geologiske model (indre modelområde) omkranset af et ydre område af mindre detaljegråd, der danner overgang til Rambøll's hydrostratigrafisk model. Afgrænsningen af den ydre og indre model er vist i Figur B1.



Figur B1: Afgrænsning af ydre og indre modelområde (sorte bokse). Borehuller med DGU nr. er markeret med rød prik og gul label. Afgrænsningen af lossepladsen er markeret med gul streg.

B.1. Data

Den detaljerede geologiske model er baseret på geologiske og geofysiske data, som beskrives herunder. Detaljer om de geofysiske data findes i Bilag A.

B.1.1. Geomorfologisk kort

For at understøtte den konceptuelle geologiske forståelse af område har Knud Erik Klint konstrueret et geomorfologisk kort over Sydsamsø på baggrund af de kvartære aflejringer og landskabsformer (se Figur 8b i hovedrapporten).

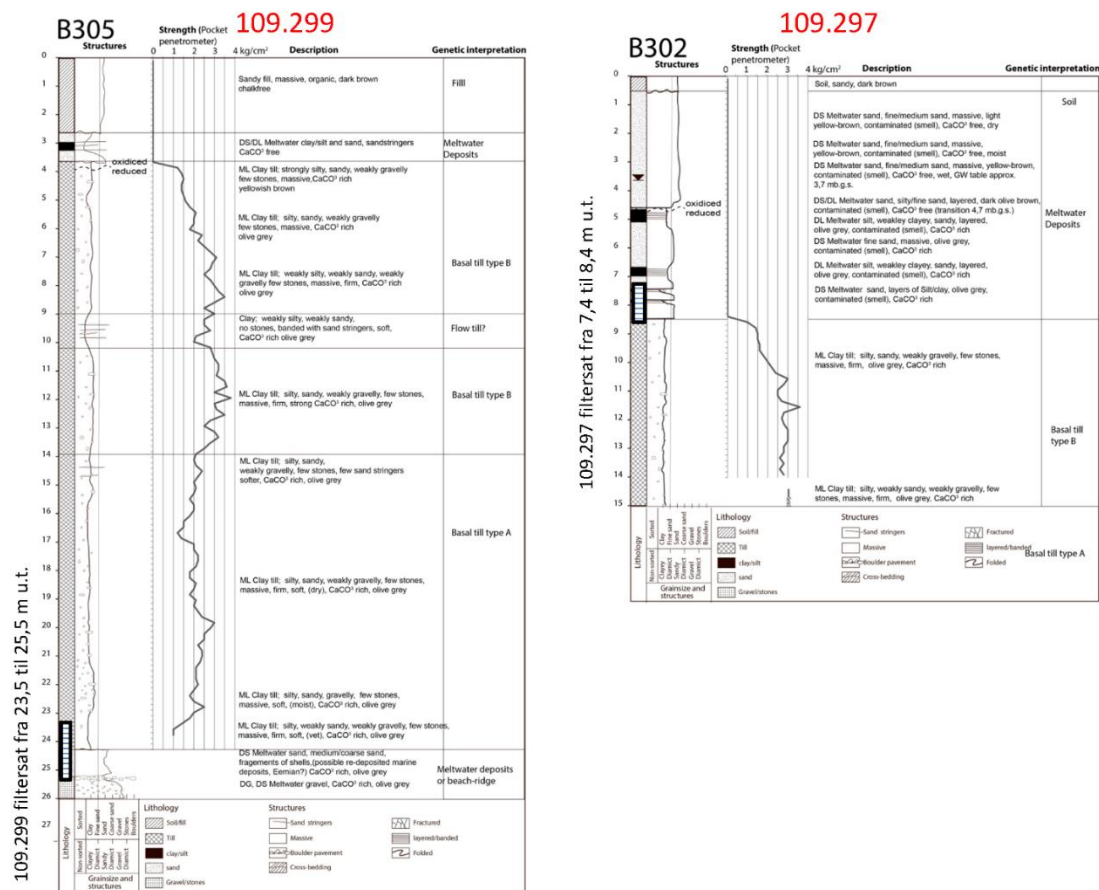
B.1.2. Geologisk kort

I forbindelse med detailundersøgelser omkring Pillemark losseplads er der udført jordartskartering og disse målinger er sammenstillet med GCM målingerne (se Bilag A, Figur A1). Resistivitätsstrukturerne understøtter tolkningen af den punktvis jordartsbestemmelse og udbredelsen af de forskellige jordarter (Klint et al., 2017). Da undersøgelserne er udført i et meget kuperet terræn er de med til at give en tredimensional forståelse af bakkernes opbygning. Det reviderede og meget detaljerede geologiske kort for Pillemark området er vist i Figur 8.

B.1.3. Borehulsdata – lithologiske logs

Borehulsdata stammer fra et udtræk af Jupiter databasen fra 16. marts 2016. Inden for det indre modelområde er der c. 30 borer primært placeret på og omkring Pillemark losseplads og ved Hårdmark vandværk. I det ydre modelområde er der yderligere 15 borer. Det er ikke alle borer, der indeholder information om lithologi. Hovedparten af borerne har en dybde på 30-40 m, og der er kun 3 borer der når dybere end 50 m og maksimalt 85 m.

Et par få borer går gennem hele den kvartære lagserie og når ned i marine sedimenter fra Eem og en enkelt velbeskrevet boring (DGU nr. 109.283) når også ned gennem aflejringerne fra Eem. I GEOCON projektet er der udført to nye geologiske borer ved Pillemark losseplads til hhv. 15 m dybde (DGU nr. 109.297, B302) og 26 m dybde (DGU nr. 109.299, B305). En detaljeret beskrivelse udført af Knud Erik Klint, kan ses i Figur B2.



Figur B2: *Lithologisk beskrivelse af borerne DGU nr. 109.297 (B302) og 109.299 (B305).*

B.1.4. Geofysiske data

En del af modelområdet er fladedækket af GCM målinger (Figur A1) som understøtter modelleringen i de mest terrænnære dele af modellen. Centrale dele af modelområdet er gennemskåret af DC/IP profiler (se Figur B12 og Figur 6). Det er primært resistivitekssektionerne, der er anvendt i modelleringen, dog er chargeability sektionerne anvendt til at afgrænse lossepladsen. TEM målinger spredt ud over modelområdet understøtter modellering af de dybere dele af modellen (se Figur B12 og Figur 6).

B.2. Konceptuel geologisk model

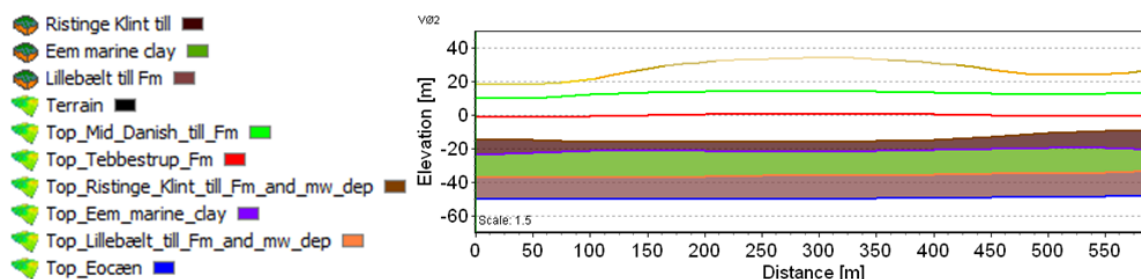
En omfattende geologisk tolkning både regional for hele det sydlige Samsø og lokalt omkring Pillemark har ført til en ny konceptuel forståelse af området omkring Pillemark, som beskrevet i hovedrapportens kap. 3 og skitseret i Figur 14 i hovedrapporten.

B.3. Modelopsætning

Den 3D geologiske model er konstrueret i Geoscene3D. Den dybere del er konstrueret som lagmodel, mens den øvre del af modellen er en voxelmodel.

B.3.1. Lagmodellering

Den dybere del af model består af 6 lag, alle lag definerer toppen af en geologisk formation (se Figur B3). Modellen er konstrueret på basis af tolkningspunkter, som er griddet til lagflader. Det nederste lag er Top Eocæn og det øverste lag er Top Mid Danish Till Fm. Lagene dækker hele modelområdet defineret af det ydre modelområde (Figur B1).



Figur B3: Modellag. Beskrivelse af lagflader, defineret som toppen af en geologisk formation og dertilhørende lag for de øverste tre lagflader (til venstre). Modellagene vist konceptuelt (til højre).

Tolkningen af lagfladerne er startet langs DCIP profilerne og ved de mest velbeskrevne og pålidelige borer. Dernæst er tolkningen udført i de omkringliggende områder. Hver tolkningspunkt er tilskrevet en usikkerhed som er relateret til tolkningen. Usikkerheden er rangeret fra 1 (mindst usikker) til 4 mest usikker (Tabel B1). De fleste af tolkningspunkterne er tilskrevet en høj usikkerhed, da der kun er få datapunkter, som giver information om disse lagflader. Generelt er lagmodellen mest sikker lige omkring lossepladsen, hvor datatætheden er størst.

Umiddelbart ved afslutningen af modelleringsopgaven kom der resultater fra fingrusanalyser, der viste, at till aflejringerne beliggende i koteintervallet 0-20 m o.h. overlejrende Tebbstrup Fm alle tilhørte Top Mid Danish Till Fm. Mid Danish Till aflejringerne blev derfor tolket over denne flade i voxelmodelleringen, mens selve fladen ikke blev tilrettet. Den vil derfor ikke blive vist eller brugt i det efterfølgende.

Top Eocæn lagfladen er modelleret som en jævn flade, selvom lagfladen muligvis har været påvirket af glacialtektonik - således indikerer en enkelt boring tilstedeværelsen af en dislokeret flade.

Ved et par borer er den geologiske tolkning ændret i forhold til det, der vises i Jupiters boringsprofil:

- Boringen med DGU nr. 109.219 viser sand i niveauet for Mid Danish Till Fm, men i den tilknyttede brøndborerapport, er disse prøver beskrevet som "blåt ler" og tolkes derfor til at høre til Mid Danish Till Fm.
- I boring DGU nr. 109.169 viser boreprofilen grus i de øvre lag, mens de omkringliggende borer (DGU nr. 109.178 og 109.214) viser ler. Gruset i boring 109.169 anses derfor for at være et lokalt fænomen.

Tabel B2: Beskrivelse af usikkerhedsvurderingen af tolkningspunkterne

Usikkerhedskategori (+ farvekode)	Beskrivelse	Eksempel
1	Lav usikkerhed	Tæt ved meget velbeskrevet boring eller i områder med gode boringer, som er i overensstemmelse med tolkningen af de geofysiske data
2	Mellem usikkerhed	I områder med geofysiske tolkninger af god kvalitet eller tæt ved boringer med rimelig god information
3	Høj usikkerhed	I områder med begrænset information i data
4	"Bedste bud"	I områder uden data, men der er brug for tolkningspunkter til at styre interpolationen. Punktet er derfor kun baseret på en overordnet geologisk tolkning

B.3.2. Voxelmøllering

Voxelmølleren dækker lagfølgen fra terræn og ned til bunden af Tebbestrup Fm (det primære magasin) og er konstrueret inden for det indre modelområde (Figur B1). 3D griddet har en horisontal cellestørrelse på 5 m og en vertikal cellestørrelse på 1 m. Modelenhederne svarer til de geologiske enheder, der er defineret gennem den geologiske tolkning og beskrevet i hovedrapportens Kap. 3. I Figur B4 er modelenhederne listet; hver enhed indeholder både information om lithologi og stratigrafi.

Voxelmølleringer er fokuseret til den del af modellen, som ligger over lagfladen "Top_Tebbestrup_Fm". Her er modelenhederne mølleret i stor detalje på basis af borehulsdata, DC/IP og GCM resistivitetsgrid, det nye geologiske kort og ikke mindst den konceptuelle geologiske forståelse af området. Geologien i de øverste 1-2 m af modelområdet er taget fra det nye geologiske kort (Figur 7).

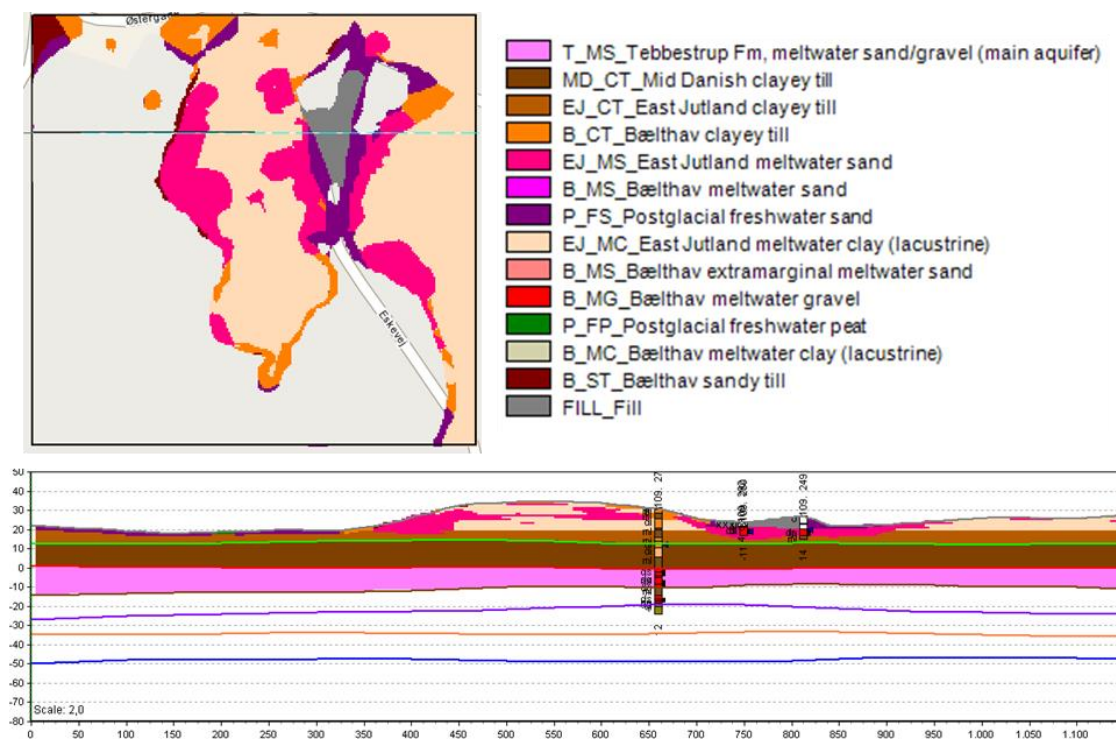
Figur B5-B7 viser vertikale snit gennem modelområdet langs tre af DC/IP profilerne med resistivitetssktioner og normaliseret chargeability-sektioner vist sammen med voxelmodellen. Uden for lossepladsområdet er det kun resistivitetssktionerne fra DC/IP målingerne, der indgår i mølleringen, idet chargeability-sektionerne ikke indeholder væsentlig ny information om fordeling af lerede og sandede lag. Ved lossepladsen giver chargeability-sektionerne information om selve lossepladsens udbredelse, idet bl.a. husholdningsaffald indeholdende metal fører til høj chargeabilitet.

DC/IP sektionerne er i udpræget grad påvirket af ækvivalenser. Således er resistivitetsintervallerne, der indikerer forskellige geologiske lag, forskudt i forhold til hinanden (se fx Figur B7 position 390 m), når man ser på skæringen mellem N-S orienterede profiler og V-Ø-orienterede profiler. Lagtykkelser og resistiviteter bliver forskellige, da mange ækvivalente modeller kan tilpasse data.

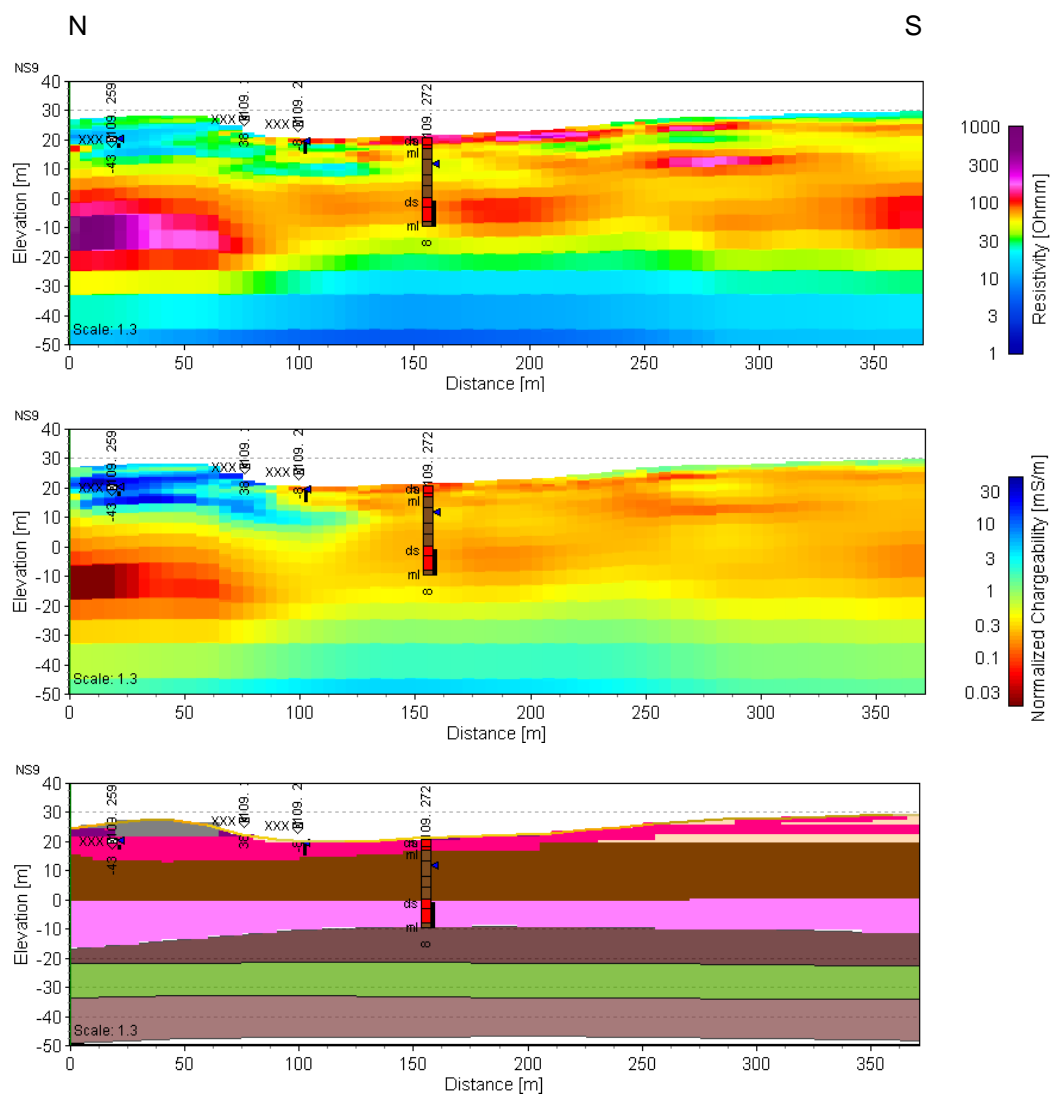
I områderne uden for bakkerne har man i grove træk trelags-resistivitetsmodeller bestående af; første lag med en resistivitet på ca. 40 Ohmm og 15-20 m tykkelse (svarende til morænelerslaget,

Mid Danish Till), andet lag med resistivitet og tykkelse på hhv 60-80 Ohmm og 10-15 m (svarende til et sandlag, Tebbestrup Fm.) og et tredje lag med lav resistivitet (ældre lerede aflejringer).

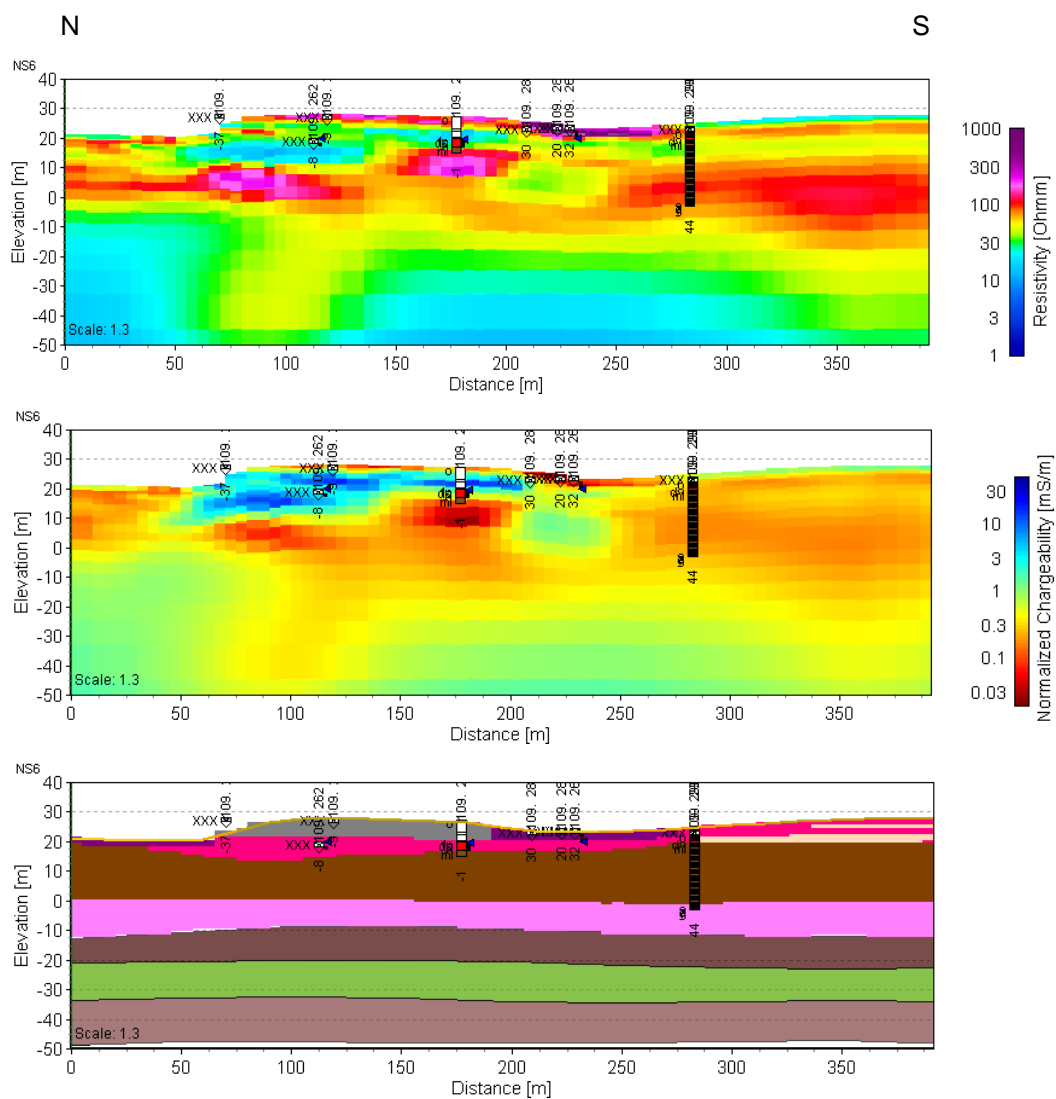
Eftersom tykkelsen af andet lag – sandlaget – er af samme tykkelse til en halv gang tykkelsen af det overliggende lag, vil DC/IP data, der måles over sådanne resistivitetsmodeller være påvirket af højmodstandsækvivalens. Under bakkerne, hvor flere lag af ler og sand overlejrer morænelerslaget med tykkelser op til 20 m, vil morænelerslaget også være påvirket af ækvivalens. Da resistivitets- og chargeability-sektionerne i udpræget grad er påvirket af ækvivalenser, som medfører, at resistiviteten og tykkelsen af lagene bliver ubestemte, er den konceptuelle geologiske model sammen med boringer afgørende i modelleringen af laggrænsen mellem Tebbestrup Fm og Mid Danish Till samt toppen af Mid Danish Till Fm.



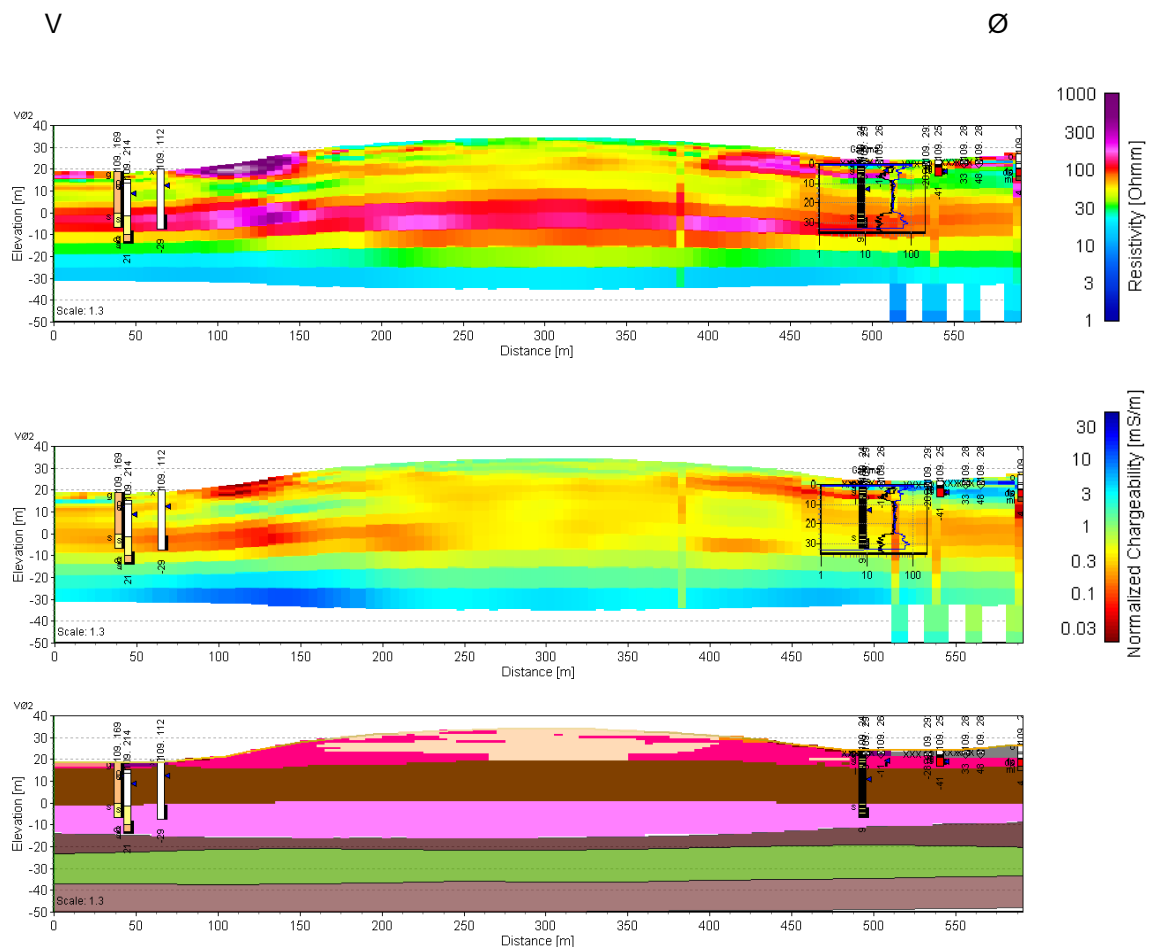
Figur B4: Eksempel på et horisontalt (øverst) og vertikalt snit (nederst) gennem voxelmodellen. Modelenhederne i voxelmodellen er vist øverst til højre. Det horisontale snit er vist i 22 m o. havniveau. Den blå stiplede linje i det horisontale snit viser placeringen af det vertikale snit. Det vertikale snit er vist fra vest (venstre) mod øst (højre).



Figur B5: Resistivitets- og normaliseret chargeability-sektion for det østligste af de N-S-orienterede DC/IP profiler på lossepladsen (NS9), samt vertikalt snit gennem voxelmodellen og den øverste del af lagmodellen. Legenden for den geologiske model kan ses i Figur B3 og positionen af profilet kan ses Figur B12.



Figur B 6: Resistivitets- og normaliseret chargeability-sektion for det midterste af de N-S-orienterede DC/IP profiler på lossepladsen (NS6), samt vertikalt snit gennem voxelmodellen og den øverste del af lagmodellen. Legenden for den geologiske model kan ses i Figur B3 og positionen af profilet kan ses Figur B12.



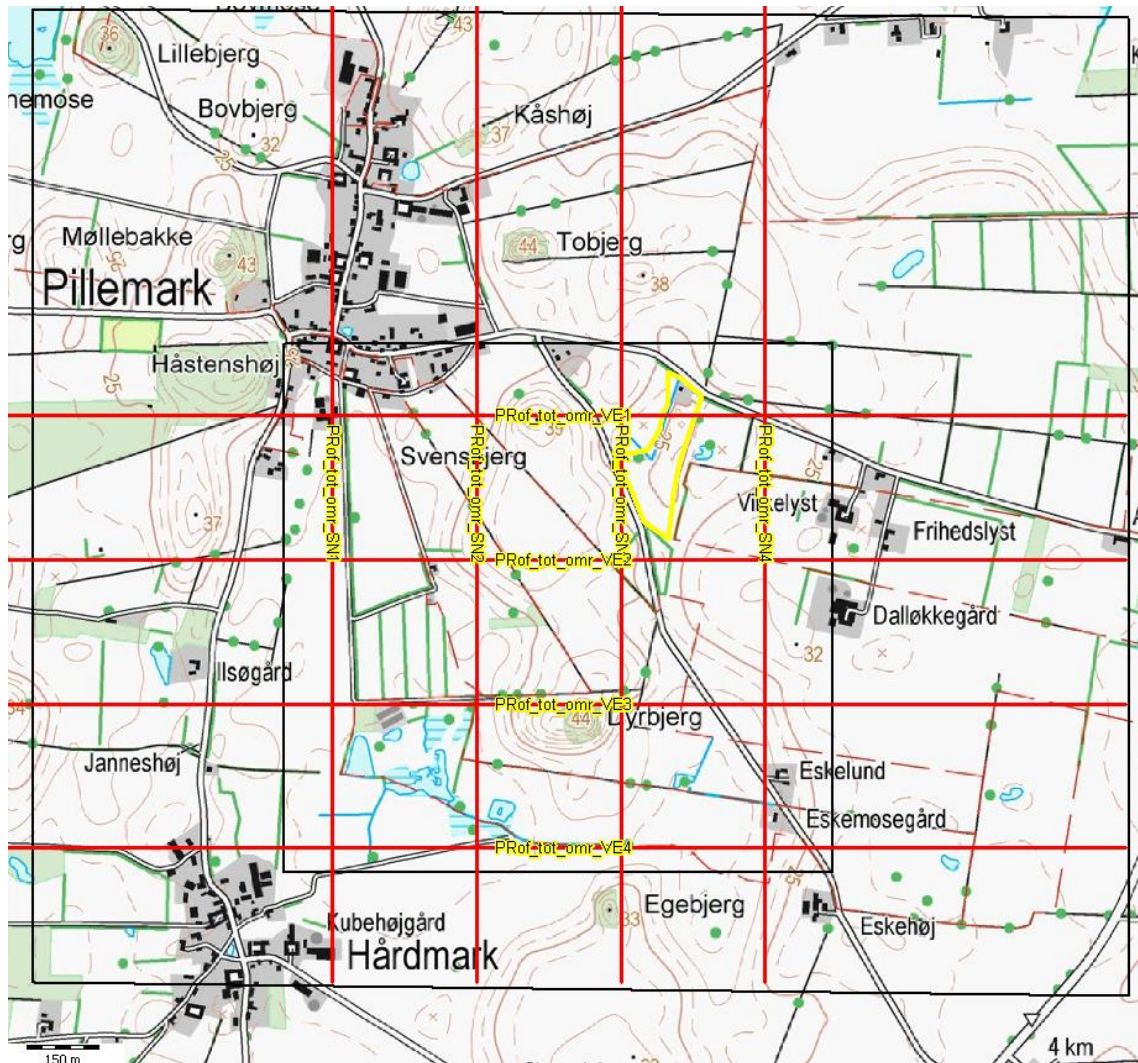
Figur B7: Resistivitets- og normaliseret chargeability-sektion for andet sydligste af V-Ø-orienterede DC/IP profiler (VØ2), samt vertikalt snit gennem voxelmodellen og den øverste del af lagmodellen. Legenden for den geologiske model kan ses i Figur B3 og positionen af profilet kan ses Figur B12.

B.4. Præsentation af den 3D geologiske model

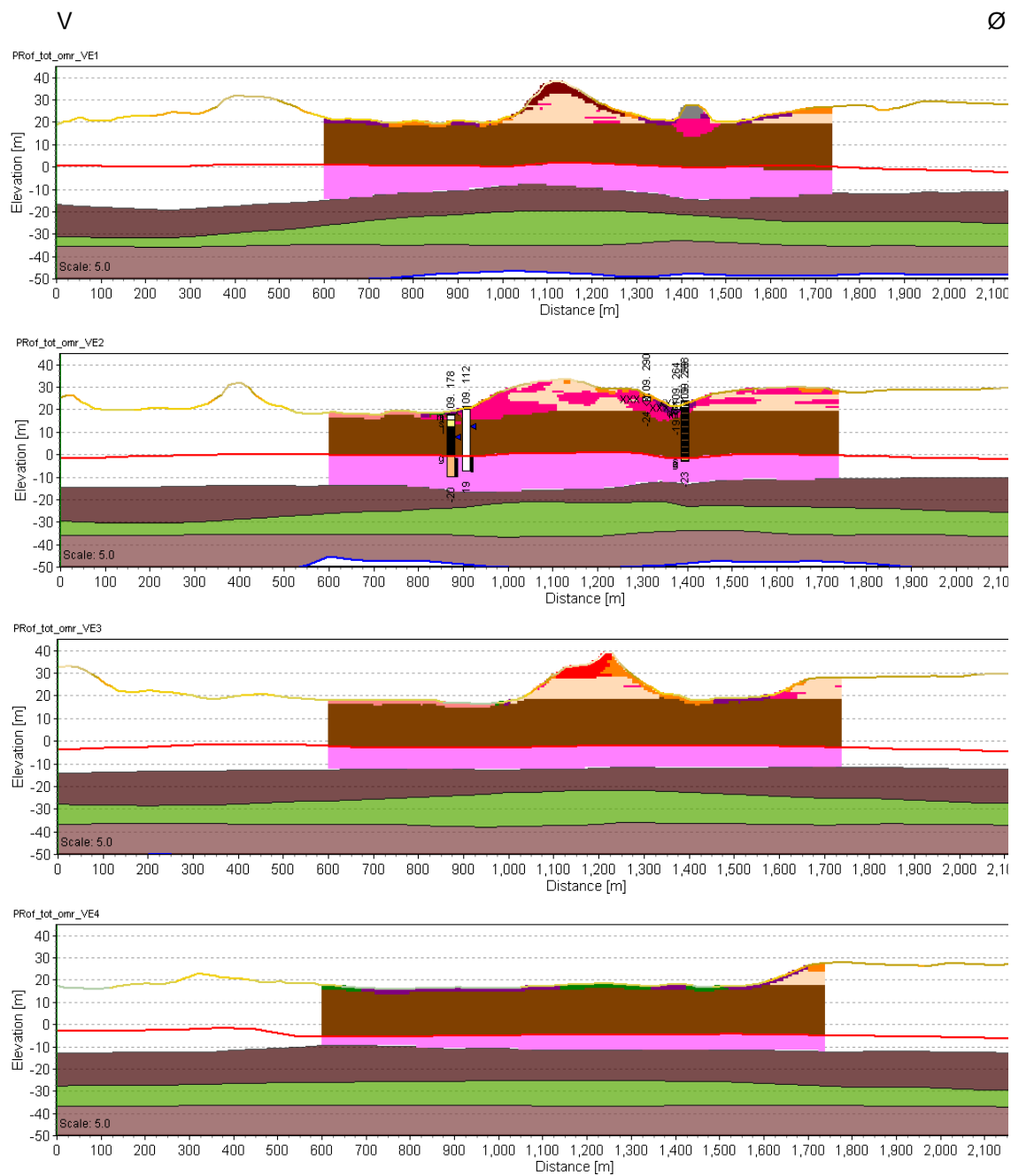
Den 3D geologiske model vil blive præsenteret i form af snit både vertikalt og horisontalt gennem det ydre og indre modelområde. Desuden vil de dybere modellerede flader blive vist. I området med voxelmodellen bliver der vist snit langs DC/IP profilerne.

B.4.1. Lagmodellen

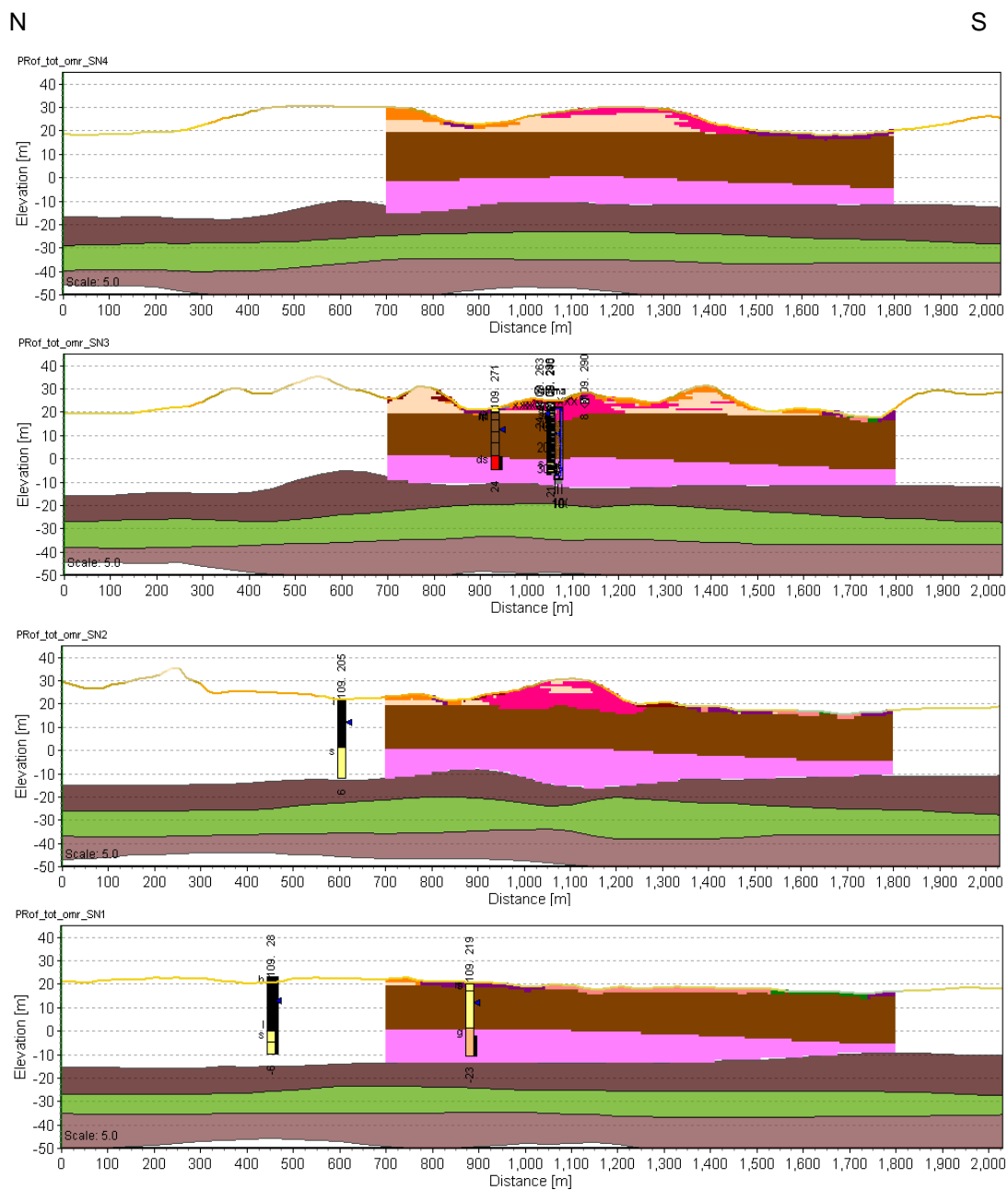
Lagmodellen præsenteres via fire profiler orienteret V-Ø og fire profiler orienteret N-S, samt de modellerede lagflader. Placeringen af profilerne er vist på Figur B8. Profiler orienteret N-S og V-Ø er vist i hhv. Figur B9 og Figur B10. Lagfladernes dybdeforhold og usikkerhedsvurdering er vist i Figur B11.



Figur B8: Kort over profilerne til præsentation af lagmodellen. Profilerne er markeret med rød streg og navnet er vist med gul label. Det ydre og indre modelområder er afgrænset af en sort boks.

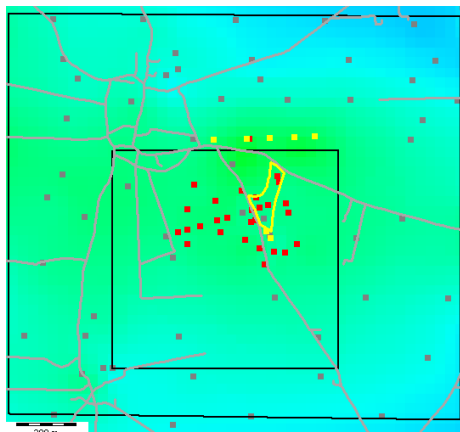


Figur B9: V-Ø profilsnit gennem lagmodel og voxelmodel set fra syd. Oppefra og ned ses Prof_tot_orm_VE1, Prof_tot_orm_VE2, Prof_tot_orm_VE3 og Prof_tot_orm_VE4. Placeringen af profilerne er vist i Figur B8. Legende for hhv. lagmodellen og voxelmodellen er vist i Figur B3 og Figur B4. Profilerne er vist med en overhøjning x5.

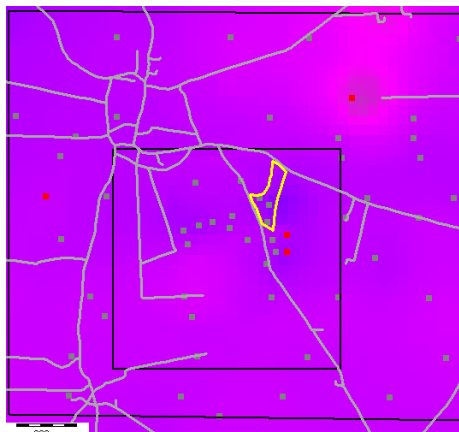


Figur B10: N-S profilsnit gennem lagmodel og voxelmodel set fra vest. Oppefra og ned ses Prof_tot_orm_SN4, Prof_tot_orm_SN3, Prof_tot_orm_SN2 og Prof_tot_orm_SN1. Placeringen af profilerne er vist i Figur B8. Legende for hhv. lagmodellen og voxelmodellen er vist i Figur B3 og Figur B4. Profilerne er vist med en overhøjning x5.

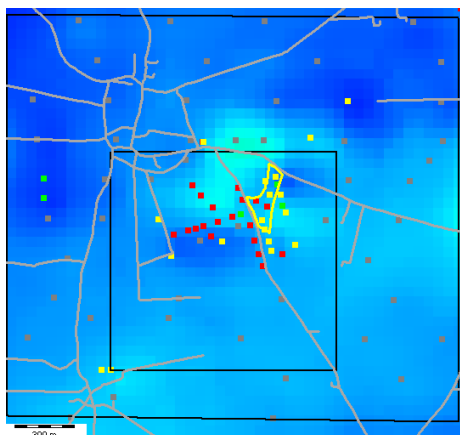
Top Tebbestrup Fm



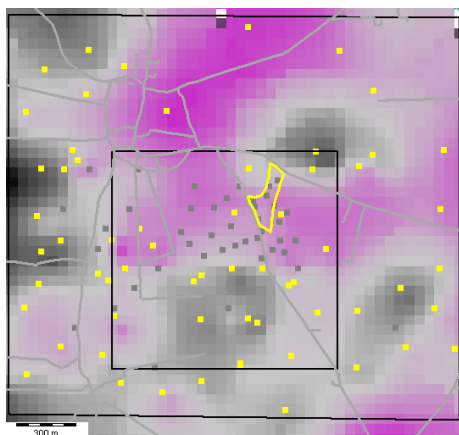
Top Lillebælt Till Fm og smeltevandsafl.



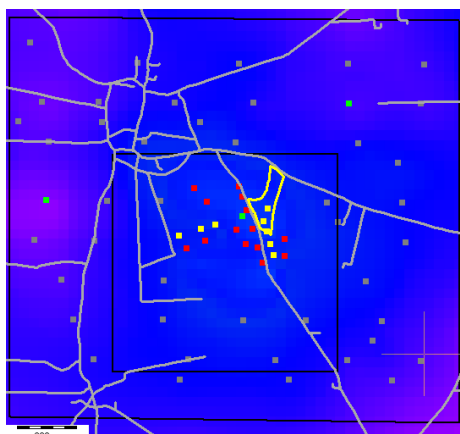
Top Ristinge Klint Till Fm og smeltevandsafl.



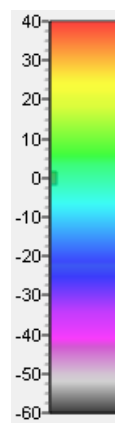
Top Eocæn



Top Eem marint ler



Legende: Kote i m o. havniveau

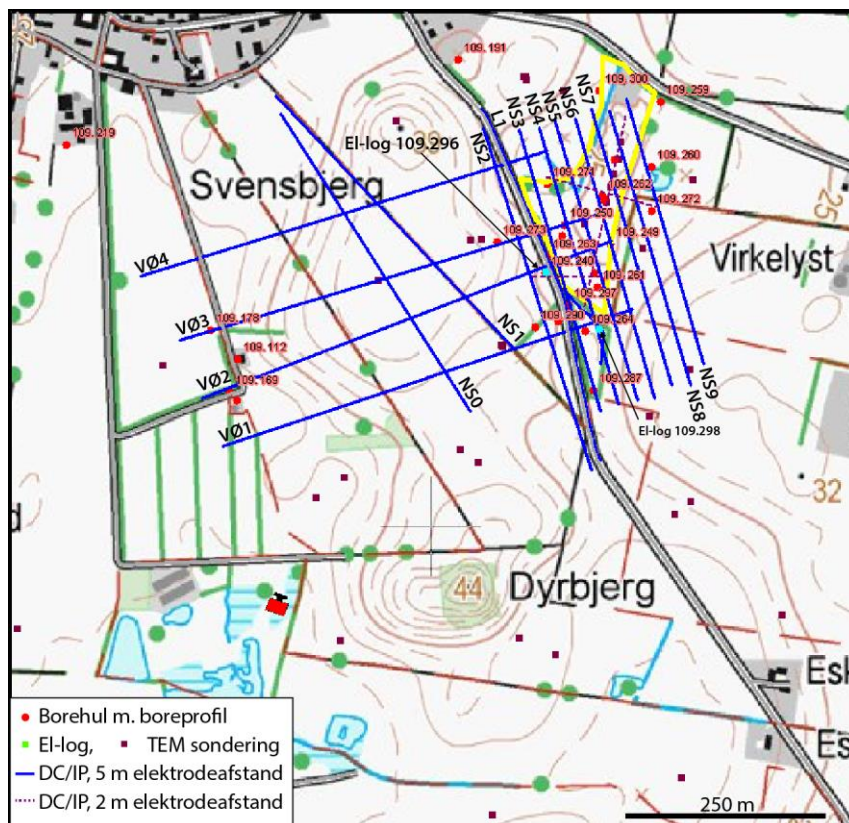


Figur B11: Lagfladerne Top Tebbestrup Fm, Top Ristinge Klint Till Fm (Gammel Balten Till) og smeltevandsaflejringer, Top Eem marint ler, Top Lillebælt Till Fm (Saale Till) og smeltevandsaflejringer og Top Eocæn er vist med deres dybdeforhold og usikkerhed på tolkningspunkterne (Tabel B1). Afgrænsningen af det indre modelområde er markeret med sort boks og lossepladen er afgrænset med gul polygon. Usikkerheden på tolkningspunkterne er markeret med grønt for lav usikkerhed, gult for mellem usikkerhed, rød for høj usikkerhed og grå for "bedste bud".

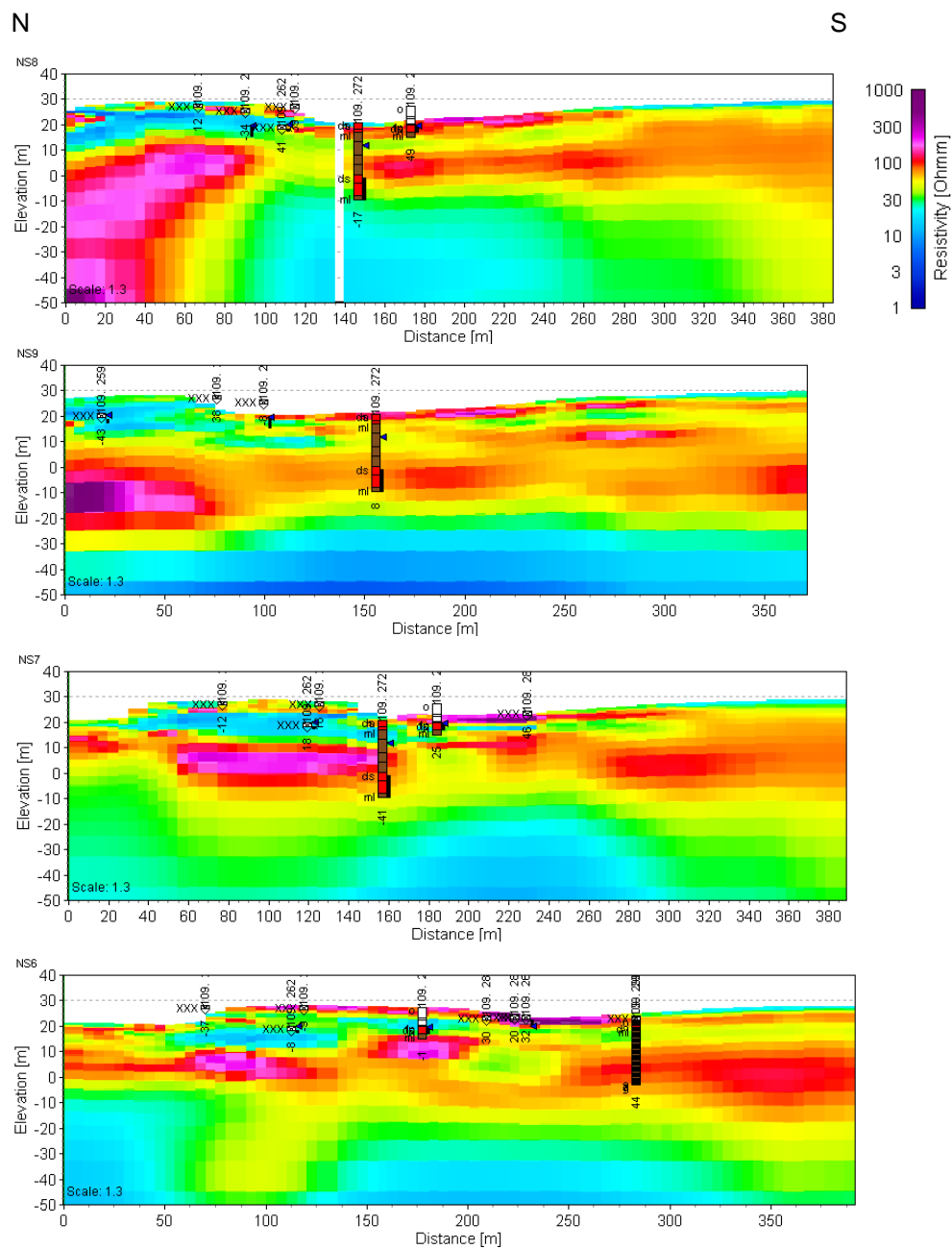
B.4.2. Voxelmодellen

Voxelmодellen præsenteres ved vertikale og horisontale snit gennem modellen, både med og uden geofysiske tolkningsresultater og borehuls data. Placering af de præsenterede profiler ses i Figur B12.

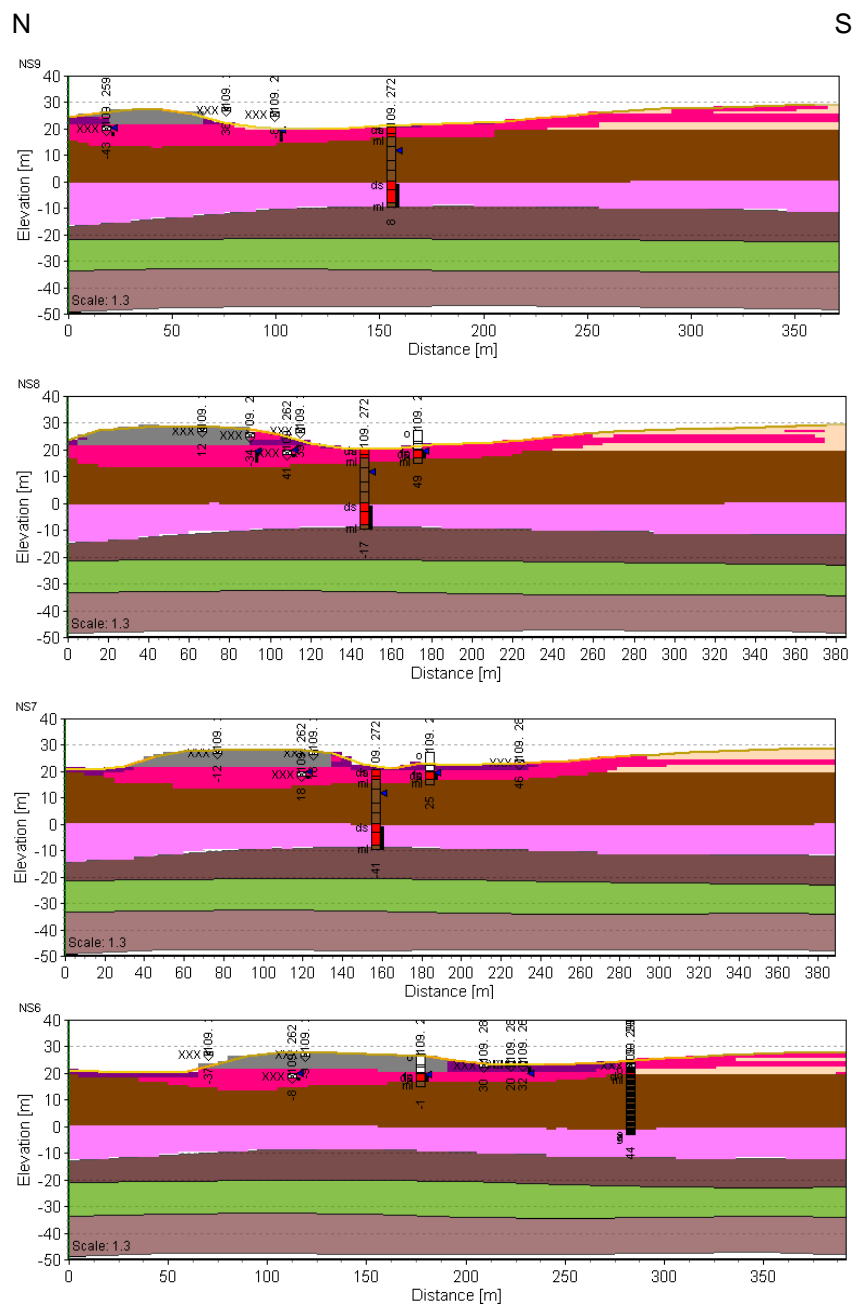
Figur B13-B18 viser hhv. resistivitetssektionerne fra de N-S orienterede DC/IP profiler og vertikale snit gennem voxel- og lagmodellen, mens Figur B19-20 viser hhv. resistivitetssektionerne fra de fire V-Ø orienterede DC/IP profiler og vertikale snit gennem voxel- og lagmodellen. Horisontale snit gennem voxel modellen er vist i Figur B21 og Figur B22.



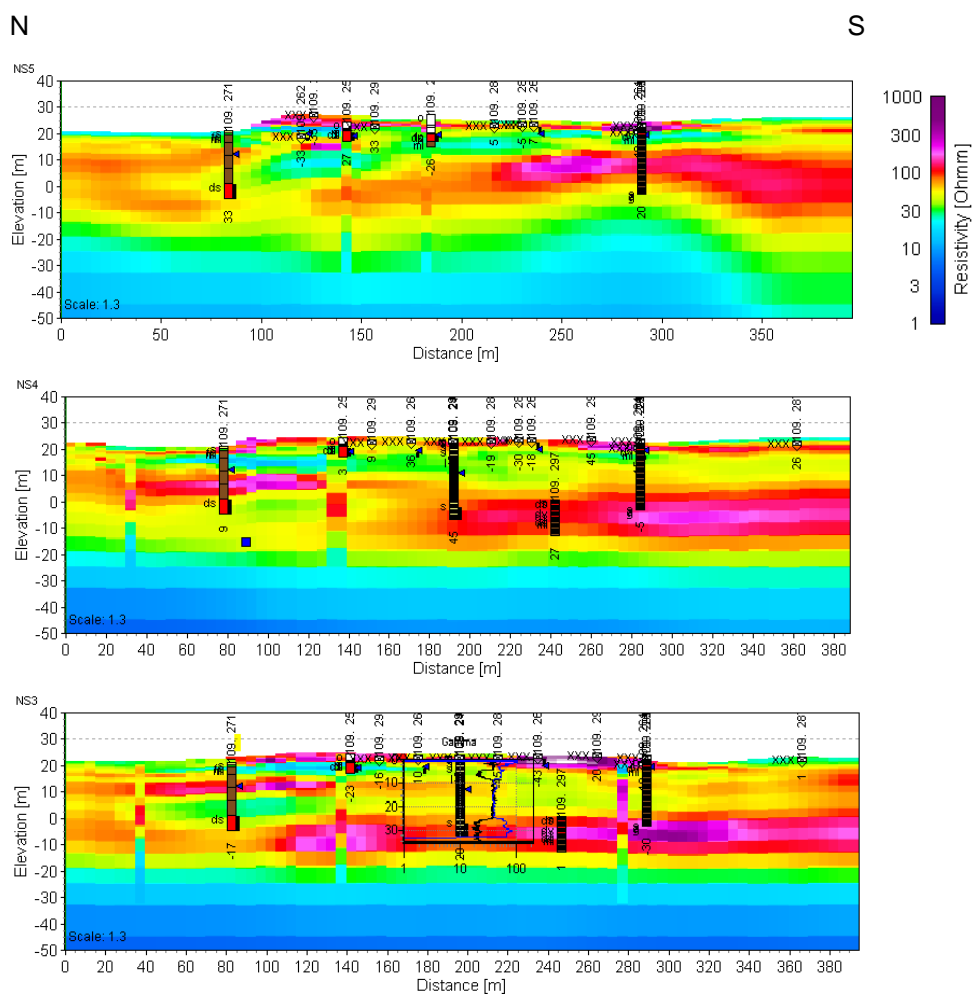
Figur B12: Kort over profiler med DC/IP tolkninger. Kortudsnittet svarer til det indre modelområde.



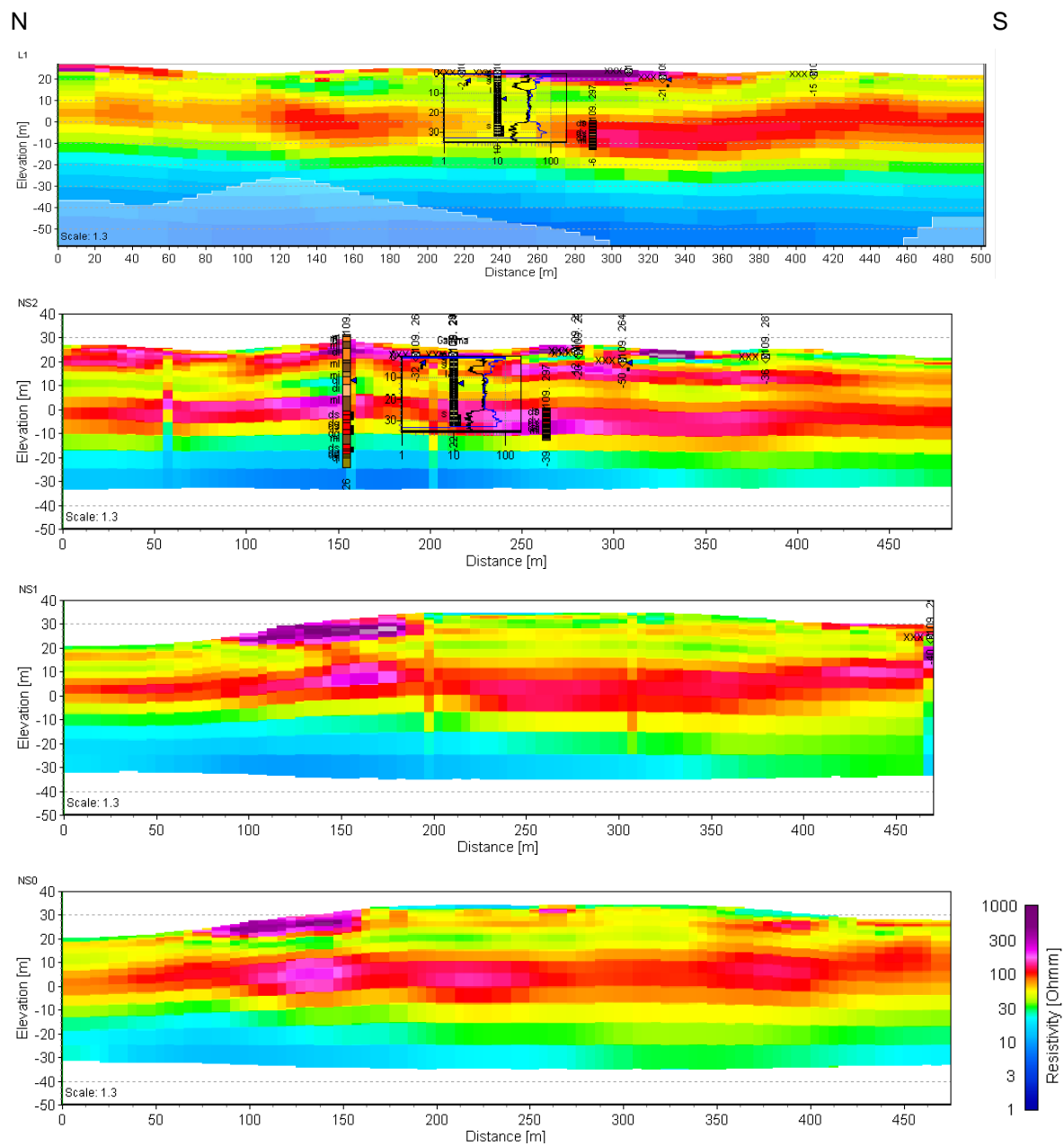
Figur B13: Resistivitssektioner for de fire østligste N-S orienterede profiler på lossepladsen, NS6-NS9.



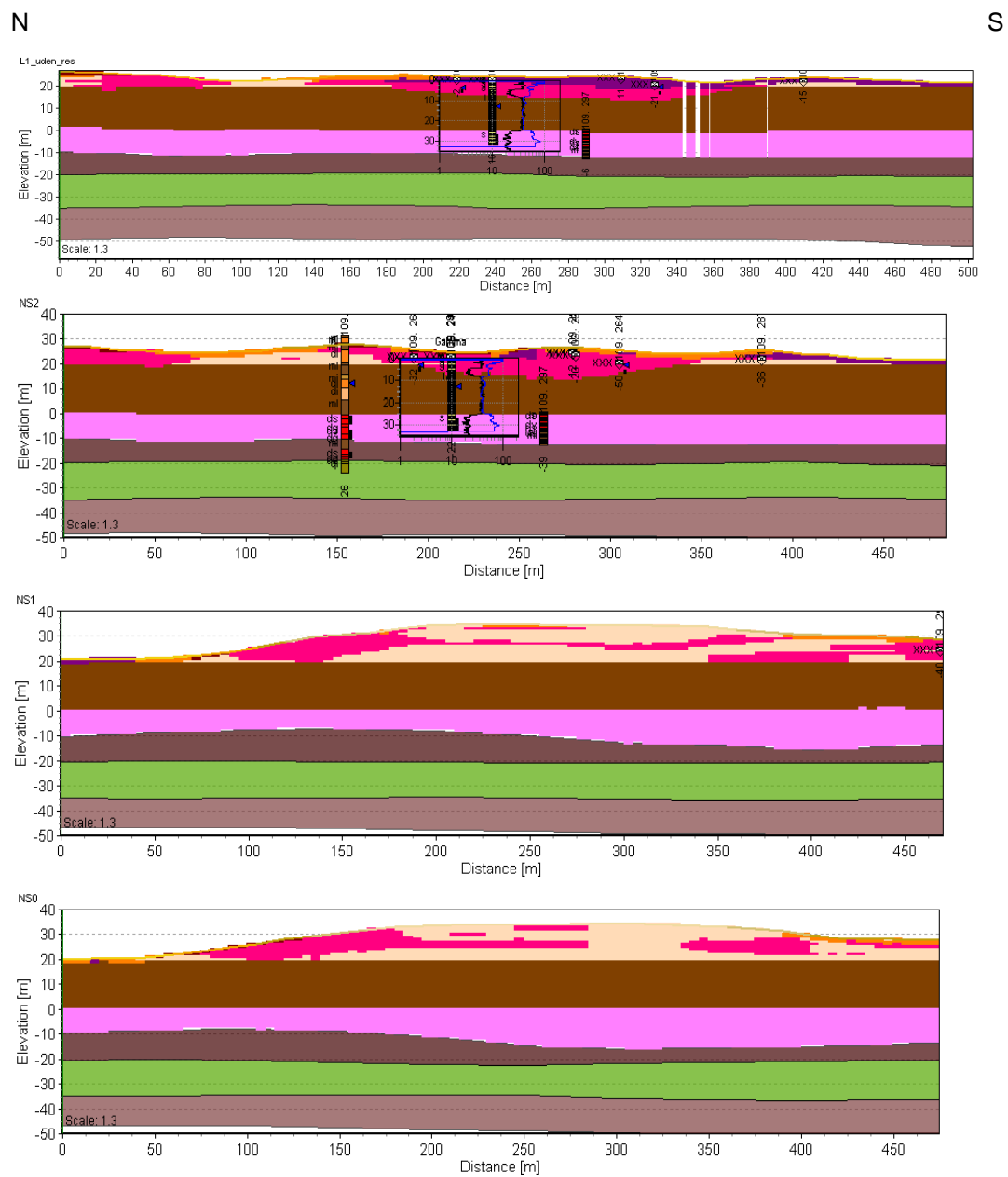
Figur B14: Vertikale snit gennem voxelmodellen langs profilerne vist i Figur B13. Legende for lagmodellen er vist i Figur B3.



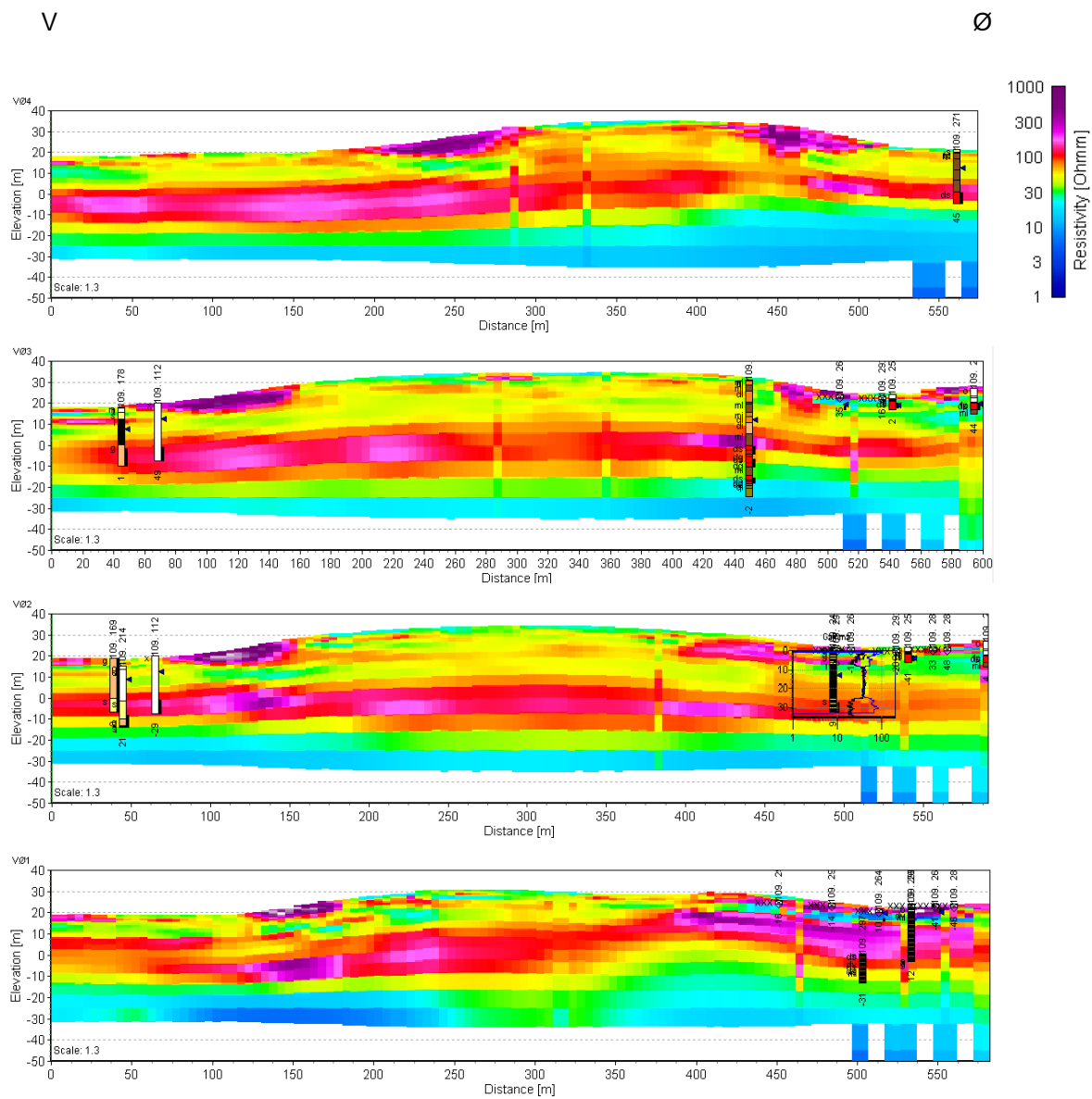
Figur B15: Resistivitetssektioner for de tre vestlige N-S orienterede profiler på lossepladsen, NS3-NS5.



Figur B17: Resistivitssektioner for de tre vestlige N-S orienterede profiler på markerne vest for lossepladsen, NS0-NS2, samt L1 langs vejen vest for lossepladsen.

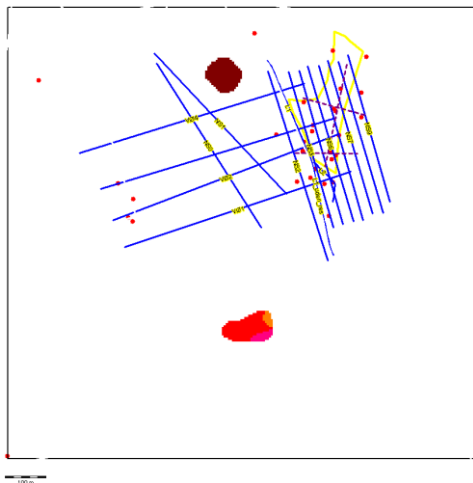


Figur B18: Vertikale snit gennem voxelmodellen langs profilerne vist i Figur BError! Reference source not found.17. Legende for lagmodellen Figur B3.

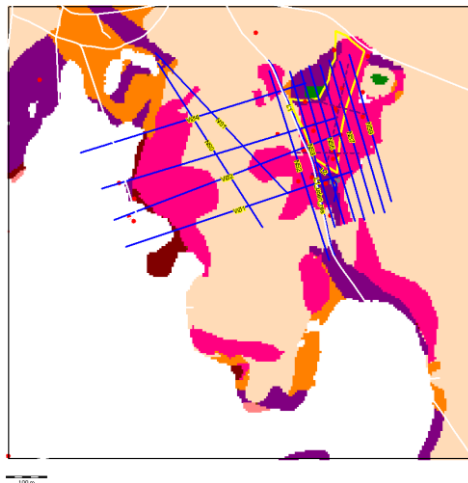


Figur B19: Resistivitetssektioner for de fire V-Ø orienterede profiler på markerne vest for lossepladsen, VØ1-VØ4.

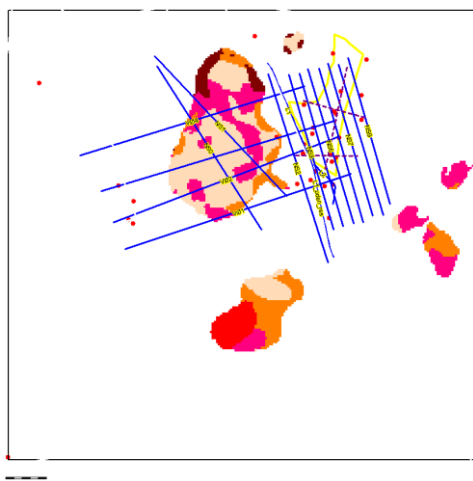
Kote 35 m o. havniveau



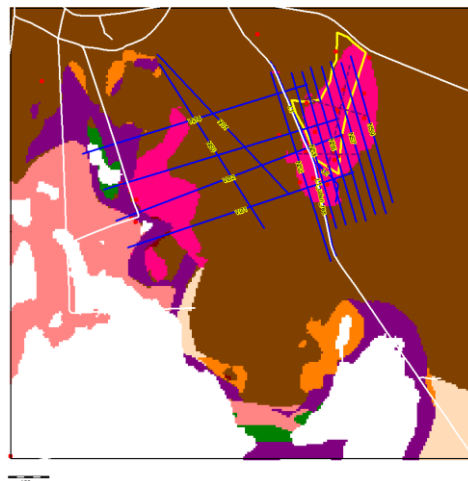
Kote: 20 m o. havniveau



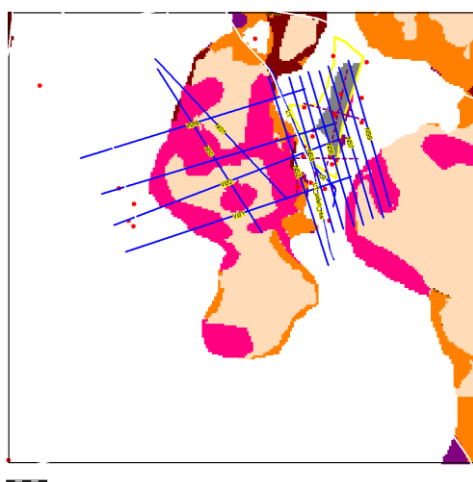
Kote: 30 m o. havniveau



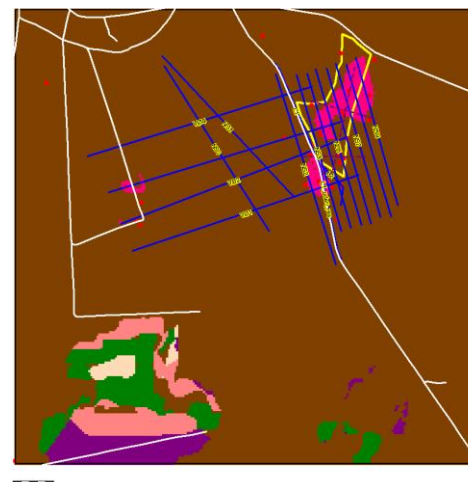
Kote: 18 m o. havniveau



Kote: 25 m o. havniveau

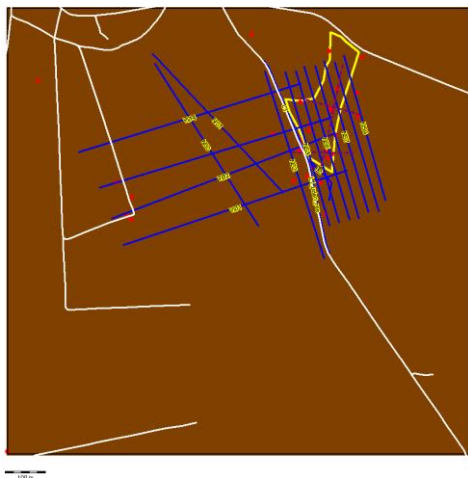


Kote: 15 m o. havniveau



Figur B21: Horisontale snit gennem voxelmodellen i 35, 30 ,25, 20, 18 og 15 m o. havniveau. Legenden for voxelmodellens enheder er vist i Figur B4.

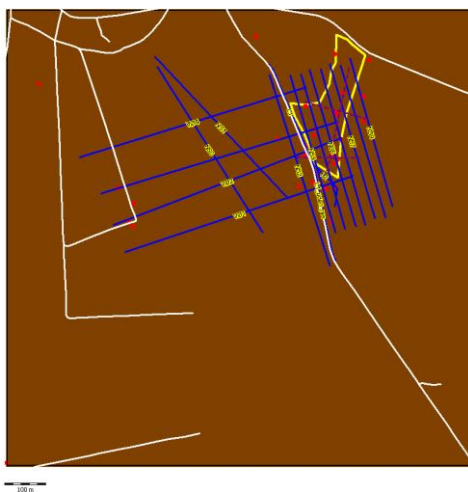
Kote: 10 m o. havniveau



Kote 0 m o. havniveau



Kote 5 m o. havniveau



Kote -5 m o. havniveau



Figur B22: Horisontale snit gennem voxelmodellen i 10, 5, 0 og -5 m o. havniveau. Legenden for voxelmodellens enheder er vist i Figur 14 i hovedrapporten.

Bilag C: Hydrogeologiske data for området ved Pillemark

Nicola Balbarini, DTU Miljø

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Majken Frederiksen, DTU Miljø

Shuhan Chen, DTU Miljø

C.1. Kornstørrelsefordelinger

Der er foretaget kornstørrelsesanalyse af sedimentprøver fra boring 109.297 (B302) og boring 109.299 (B305) ved Knud Erik Klint (GEUS). Rådata samt kumulativ masseprocent for gennemfald vises i Tabel 4-Tabel 6. Boringernes placering kan ses i Figur 2 i hoveddokumentet.

Tabel 3: Prøver udtaget til kornstørrelsesanalyse.

Well no.	Depth [m]	Layer
109.297	1.5	Postglacial freshwater sand in shallow aquifer
109.297	2.5	Postglacial freshwater sand in shallow aquifer
109.299	3.5	East Jutland meltwater sand and East Jutland Clayey till
109.299	5	Clay till
109.299	7	Clay till
109.299	8.5	Clay till
109.299	11.5	Clay till
109.297	12.5	Clay till
109.299	14.5	Clay till
109.299	22.5	Clay till
109.299	26	Meltwater sand/gravel in deep aquifer

Tabel 4 Data fra kornstørrelsesanalyse, boring 109.297 (B302).

Rekvirent	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint
Lokalitet	B302	B302	B302
Prøve nr.	4	6	26
Lab. nr.	160001	160002	160003
Dato	21/04/2016	21/04/2016	21/04/2016
Laborant	CRL/PS	CRL/PS	CRL/PS
Prøvens totalvægt	124,73	133,24	121,02
16,0			
8,0			
4,0	0,09		2,64
2,8	0,02		1,09
2,0	0,05		1,12
1,4	0,00		0,69
1,0	0,03	0,03	1,61
0,710	0,17	0,15	1,41
0,500	1,18	1,39	2,34
0,355	6,21	6,86	3,37
0,250	18,93	22,60	5,08
0,180	30,98	38,25	7,16
0,125	41,24	44,14	11,90
0,090	19,02	14,09	10,70
0,075	3,12	2,06	4,14
0,063	1,44	0,95	3,98
< 0,063	2,25	2,72	63,79
(mm)	Kumulativ masseprocent		
16,00	100,00	100,00	100,00
8,00	100,00	100,00	100,00
4,00	99,93	100,00	97,82
2,80	99,91	100,00	96,92
2,00	99,87	100,00	95,99
1,40	99,87	100,00	95,42
1,00	99,85	99,98	94,09
0,710	99,71	99,86	92,93
0,500	98,77	98,82	90,99
0,355	93,79	93,67	88,21
0,250	78,61	76,71	84,01
0,180	53,77	48,00	78,09
0,125	20,71	14,88	68,26
0,090	5,46	4,30	59,42
0,075	2,96	2,75	56,00
0,0630	1,80	2,04	52,71

Tabel 5: Data fra kornstørrelsesanalyse, boring 109.299 (B305), prøve 7-19.

Rekvirent	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint
Lokalitet	B305	B305	B305	B305
Prøve nr.	7	10	14	19
Lab. nr.	160004	160005	160006	160007
Dato	21/04/2016	21/04/2016	21/04/2016	21/04/2016
Laborant	CRL/PS	CRL/PS	CRL/PS	CRL/PS
Prøvens totalvægt	134,65	109,88	123,65	124,16
16,0				
8,0				
4,0	0,25	0,67		0,04
2,8	0,04	0,25		0,17
2,0	0,18	0,37	0,04	0,76
1,4	0,33	0,28	0,05	1,56
1,0	0,89	0,51	0,07	3,45
0,710	0,94	0,48	0,17	3,48
0,500	1,77	0,80	0,58	4,31
0,355	3,81	1,09	1,36	4,35
0,250	10,75	1,77	3,13	5,11
0,180	21,05	2,56	5,69	6,10
0,125	32,61	4,87	12,43	9,28
0,090	25,60	5,53	12,78	8,52
0,075	8,78	2,92	6,18	3,64
0,063	6,74	3,51	5,81	3,76
< 0,063	20,91	84,27	75,36	69,63
(mm)	Kumulativ masseprocent			
16,00	100,00	100,00	100,00	100,00
8,00	100,00	100,00	100,00	100,00
4,00	99,81	99,39	100,00	99,97
2,80	99,78	99,16	100,00	99,83
2,00	99,65	98,83	99,97	99,22
1,40	99,40	98,57	99,93	97,96
1,00	98,74	98,11	99,87	95,18
0,710	98,05	97,67	99,73	92,38
0,500	96,73	96,94	99,26	88,91
0,355	93,90	95,95	98,16	85,41
0,250	85,92	94,34	95,63	81,29
0,180	70,29	92,01	91,03	76,38
0,125	46,07	87,58	80,98	68,90
0,090	27,05	82,54	70,64	62,04
0,075	20,53	79,89	65,64	59,11
0,0630	15,53	76,69	60,95	56,08

Tabel 6: Data fra kornstørrelsesanalyse, boring 109.299 (B305), prøve 23-52.

Rekvirent	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint	Knud Erik Klint
Lokalitet	B305	B305	B305	B305
Prøve nr.	23	29	45	52
Lab. nr.	160008	160009	160010	160011
Dato	21/04/2016	21/04/2016	21/04/2016	21/04/2016
Laborant	CRL/PS	CRL/PS	CRL/PS	CRL/PS
Prøvens totalvægt	123,11	122,68	125,21	1385,00
16,0				282,16
8,0		0,66	1,11	187,41
4,0	0,93	2,95	1,40	90,98
2,8	1,28	0,75	0,72	38,35
2,0	0,85	1,26	0,98	42,07
1,4	0,83	0,85	1,06	73,00
1,0	1,32	1,50	1,16	123,48
0,710	1,45	1,47	1,31	182,78
0,500	2,53	2,36	2,31	110,17
0,355	3,35	3,20	3,11	10,46
0,250	4,97	4,95	4,97	6,48
0,180	6,84	7,02	6,94	5,25
0,125	12,25	11,87	13,01	4,15
0,090	10,82	11,22	11,70	1,87
0,075	4,62	4,80	4,80	0,62
0,063	4,41	4,41	4,09	0,49
< 0,063	66,66	63,41	66,54	225,27
(mm)	Kumulativ masseprocent			
16,00	100,00	100,00	100,00	79,63
8,00	100,00	99,46	99,11	66,10
4,00	99,24	97,06	98,00	59,53
2,80	98,20	96,45	97,42	56,76
2,00	97,51	95,42	96,64	53,72
1,40	96,84	94,73	95,79	48,45
1,00	95,77	93,50	94,86	39,53
0,710	94,59	92,31	93,82	26,34
0,500	92,54	90,38	91,97	18,38
0,355	89,81	87,77	89,49	17,63
0,250	85,78	83,74	85,52	17,16
0,180	80,22	78,02	79,98	16,78
0,125	70,27	68,34	69,59	16,48
0,090	61,48	59,19	60,24	16,34
0,075	57,73	55,28	56,41	16,30
0,0630	54,15	51,69	53,14	16,26

C.1.1. Beregning af K fra kornstørrelsefordelinger

Den hydrauliske ledningsevne, K, er beregnet på baggrund af kornstørrelsesfordelingen for 2 sedimentprøver. Beregningen bruger bl.a. d_{10} , 10 % fraktilen for kumulativ masse. Da der ikke er analyseret for partikler mindre end 63 μm , er denne værdi imidlertid ikke bestemt for en stor del af prøverne. Dermed er beregning af K ikke mulig for de prøver, hvor andelen af partikler $<63 \mu\text{m}$ er større end 10 %. Dvs. typisk meget 'fine' sedimentprøver.

Til beregning af K anvendes excel-værktøjet HydrogeoSieveXL (Devlin, 2015). Regnearket bruger en række forskellige empiriske formler til beregning af K, og afprøver for hver formel, om gyldighedskriterierne er opfyldt. Hermed fås adskillige estimater for K for hver sedimentprøve.

Til slut beregnes det geometriske gennemsnit af de gyldige resultater fra HydrogeoSieveXL for hver sedimentprøve. Resultaterne bliver:

109.297, 1,5 m u.t.: $1,22 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$

109.297, 2,5 m u.t.: $1,45 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$

Begge prøver er udtaget fra postglaciale ferskvandssand.

C.2. Slug test

Slug test af 12 filtre blev udført d. 20.-21. marts 2018 af kandidatstuderende Shuhan Chen og forskningsassistent Majken Frederiksen. Tabel 7 viser en oversigt over udførte slugtest, samt andre filtre, der blev vurderet til slug test.

Information om filterplacering blev fundet på boringsmærkaten til boring 109.288, 109.289 og 109.291. Såfremt der fremskaffes information om filterplacering, rørdiameter og geologi for boring 109.281, 109.282 og 109.291-1, vil K også kunne bestemmes her.

Slug test er udført vha. en af to metoder:

- Løft af vandspejlet ved tilførsel af konstant vakuum til boringen.
- Traditionel 'slug-in' med hurtig tilførsel af en volumen vand til boringen.

Metode 1 kræver en tætsluttende pakning i toppen af filterrøret, og anvendtes, hvor udstyret tillod det. Øvrige boringer blev slug testet ved metode 2.

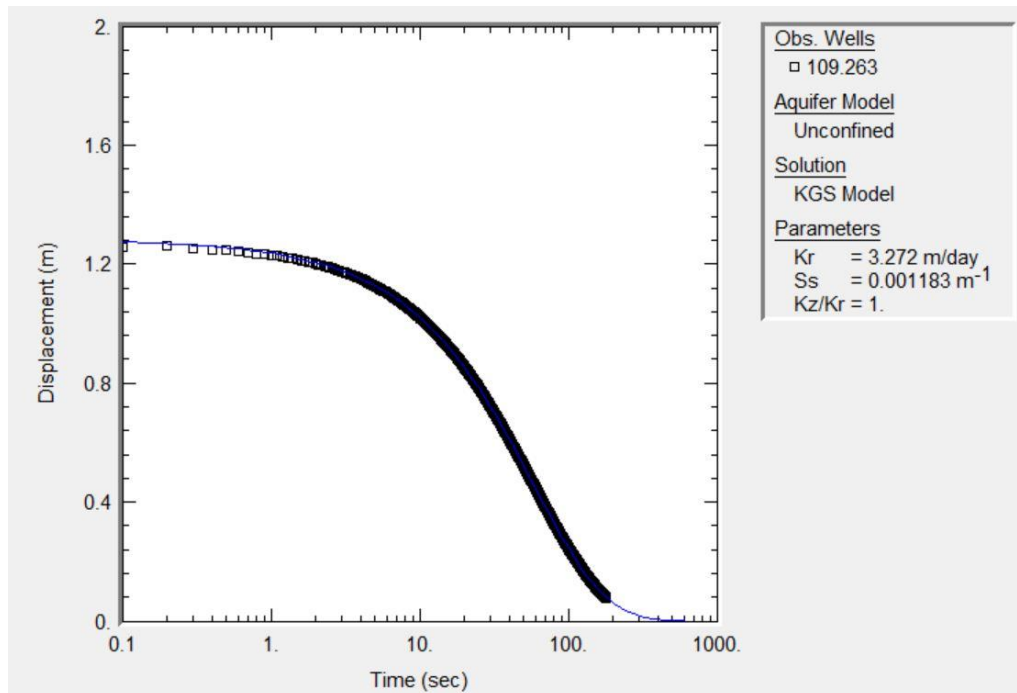
Vandstanden i boringen logges før, under og efter forstyrrelsen af vandspejlet vha. en tryktransducer tilkoblet en PC. Der udføres duplikater for hvert filter.

Tabel 7: Oversigt over filtre vurderet til slug test, samt hvert filters placering og sedimenttype(r). Yderste højre kolonne angiver hvilke slug test, der er udført.

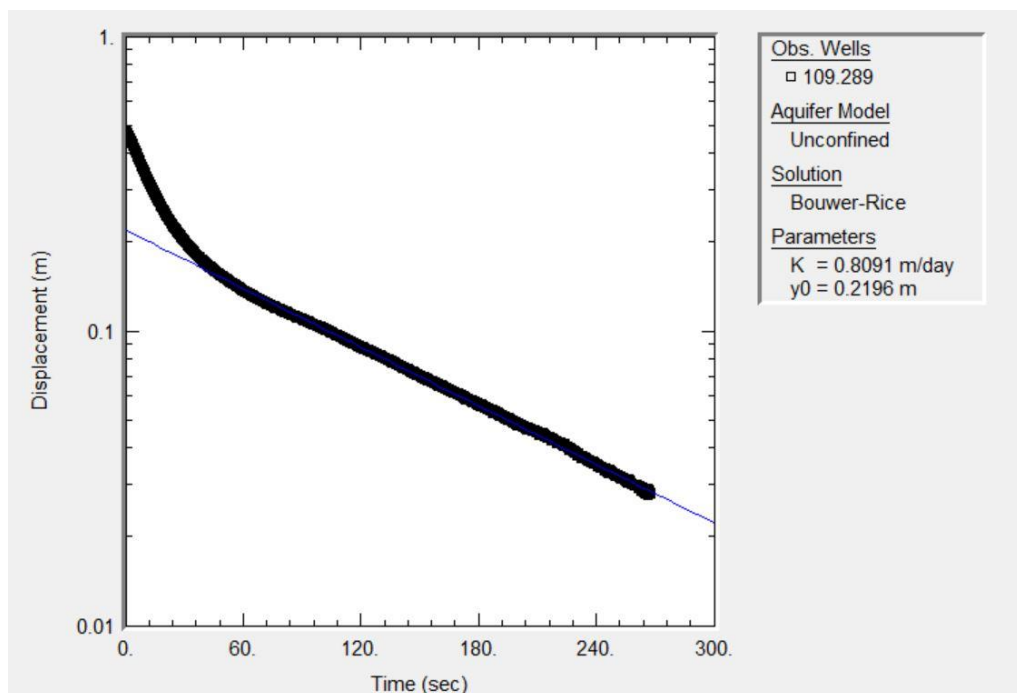
Well no.	Sediment type	X	Y	Screen bottom	L	Priority	Slug test?
				(m bgs)	(m)		
109.273-1	Tebbestrup fm.	598257	6187189	49.5	2.5	1st	Done
109.273-2	Tebbestrup fm.	598257	6187189	42	4		Fixed lid
109.273-3	Tebbestrup fm.	598257	6187189	36	4		Done
109.271	Tebbestrup fm.	598324	6187267	26.5	6		Done
109.249	Meltwater sand (top)	598409	6187187	10.5	3		Pumping well
109.260	Meltwater sand (top)	598465	6187290	11.6	4.15		Not found
109.261	Meltwater sand (top)	598392	6187128	4.92	2.95		Done
109.250	Meltwater sand (top)	598347	6187212	7.1	3		Pumping well
109.263	Meltwater sand (top)	598324	6187171	7.5	2		Done
109.240	Tebbestrup fm.	598321	6187148	31	5		Done
109.272	Tebbestrup fm. and old baltic till	598465	6187231	30.8	9	2nd (screen across several sediments)	Not prioritised due to screen placed across sediment types
109.259	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till	598477	6187378	3.9	1.5		
109.297	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till	598353	6187105	8.4	1		
109.264	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till	598375	6187069	6	1.6		
109.299	Mid Danish clayey till and Tebbestrup fm.	598395	6187073	25.5	2		
109.281	No information	598401	6187254			3rd (lack of screen information and/or borelogs)	Done (no screen information)
109.282	No information	598414	6187300				
109.288	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till?	598402	6187137	9.3	5		Done
109.289	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till?	598388	6187148	9.3	5		Done
109.291-1	Tebbestrup fm.	598340	6187083	?	?		Done
109.291-2	Tebbestrup fm.?	598340	6187083	27.4	2		Done
109.292	No information	598344	6187197				Pumping well

C.2.1. Databehandling af slug test-data

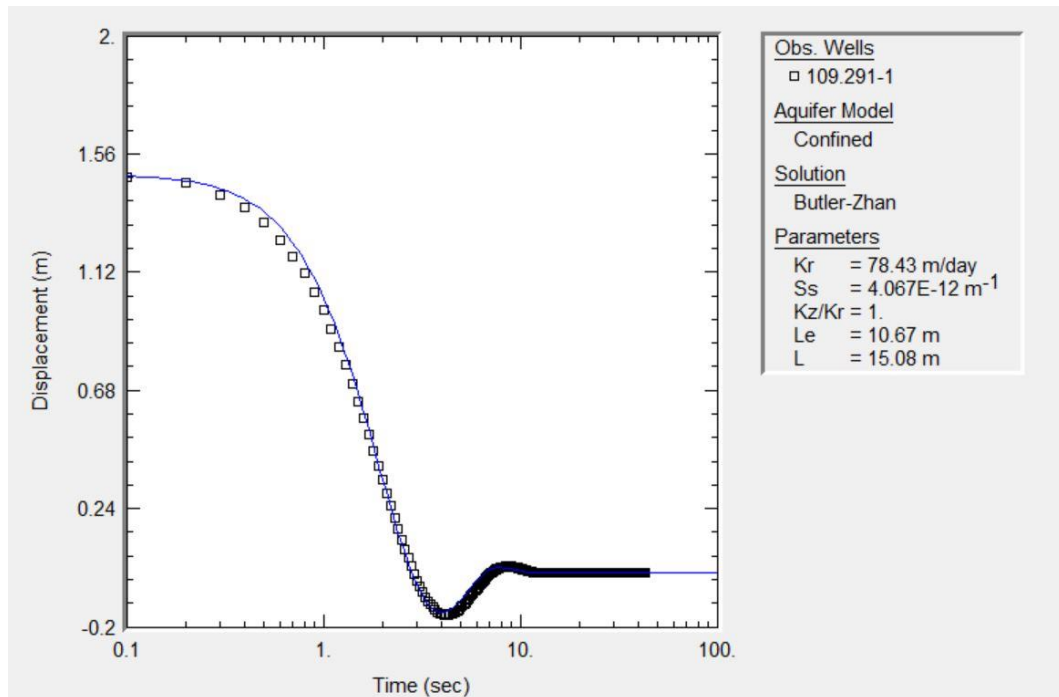
Slug test-data fra felten (tidsserie for vandstand relativt til statisk vandspejl) behandles i programmet AQTESOLV for at bestemme K. Forskellige løsninger kan anvendes afhængigt af magasinets karakteristika, f.eks. om det er frit eller spændt. Eksempler på løsninger fra AQTESOLV vises i Figur 1-Figur 3.



Figur 1 Estimering af K ved KGS modellen, filter 109.263-1.



Figur 2 Estimering af K ved Bouwer-Rice modellen, filter 109.289-1. Metoden kan bruges, selvom vandspejlet står i filteret. Det første lineære segment repræsenterer dræning af gruskastningen, mens det næste lineære segment repræsenterer magasinets respons.



Figur 3 Estimering af K ved Butler-Zhan modellen, filter 109.291-1. Ved højerpermeable sedimenter kan der observeres en oscillerende kurve under slug test (underdamped).

Alle resultater fra slug test er samlet i Tabel 8. Her er også angivet hvilken formation, det pågældende filter er placeret i, samt det geometriske gennemsnit af K for hver formation. Tre filtre (nederste tre kolonner) tilhører ikke klart én formation, da det er usikkert, om filteret er placeret delvist i ler (pga. manglende borerapport). De lave K-værdier i størrelsesordenen 10^{-6} m/s ligner ikke de andre resultater for hhv. det øvre og det nedre magasin, og kunne antyde, at hele filteret muligvis ikke er frit.

Tabel 8: Resultater fra slug test af boringer ved Pillemark losseplads. Yderste højre kolonne angiver geometriske gennemsnit for alle K-værdier fra hver formation.

Well no.	Sediment type	Estimated K [m/sec]	Geometric mean [m/sec]
109.273-1	Tebbestrup meltwater sand/gravel in deep aquifer	2.64E-04	3.54E-04
109.291-1		9.12E-04	
109.273-3		2.24E-04	
109.271		2.81E-04	
109.240		3.67E-04	
109.261	East Jutland meltwater sand in shallow aquifer	2.26E-05	3.02E-05
109.263		4.03E-05	
109.288	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till?	6.66E-06	-
109.289	Meltwater sand (top) and East Jutland Clayey till?	6.54E-06	-
109.291-2	Tebbestrup meltwater sand/gravel in deep aquifer?	5.79E-06	-

Ifølge slug test-resultaterne er der ca. en faktor 10 forskel mellem den hydrauliske ledningsevne i det øvre og det nedre magasin, hvor det nedre (primære) magasin er mest ledende.

Referencer

Devlin, J. F. (2015). HydrogeoSieveXL: an excel-based tool to estimate hydraulic conductivity from grainsize analysis. *Hydrogology Journal*, 837-844.